

LES PLASTIQUES BIOSOURCÉS PRÉSENTENT-ILS MOINS D'IMPACTS NÉGATIFS POUR  
L'ENVIRONNEMENT QUE LES PLASTIQUES ISSUS DE LA PÉTROCHIMIE?

Par  
Élyse Rémy

Essai présenté au Centre universitaire de formation  
en environnement et développement durable en vue  
de l'obtention du grade de maître en environnement (M. Env.)

Sous la direction de Monsieur Marc J. Olivier

MAITRISE EN ENVIRONNEMENT  
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Février 2014

## SOMMAIRE

Mots clés : Polymère, plastique, biosourcé, bioplastique, microplastique, biopolymère, analyse de cycle de vie, milieu marin, changement d'affectation des sols

Cet essai vise à déterminer si les conséquences reliées à l'utilisation des polymères sont plus graves pour l'environnement que celles issues des biopolymères. Une analyse exhaustive des articles portant sur les résultats que chacune de ces matières pourrait avoir sur l'environnement a été faite, plus particulièrement en recensant les effets:

- Des biopolymères sur l'environnement, particulièrement la production de matière première issue de l'agriculture ainsi que les changements d'affectation des sols qui y sont reliés;
- Des polymères sur les milieux marins, notamment sur leur concentration et les particules qui s'y adsorbent;
- Des débris de plastique sur la faune et la flore marines.

Quinze analyses de cycle de vie comparant divers polymères et biopolymères ont également été recensées et utilisées afin de les départager quant à leurs bénéfices et inconvénients pour l'environnement.

Les deux matières ont des effets importants sur l'environnement et les biopolymères pourraient être plus dommageables pour l'environnement que les polymères issus de la pétrochimie s'ils sont issus de l'agriculture industrielle et intensive. Les polymères, quant à eux, sont si omniprésents dans les milieux marins qu'ils pourraient avoir une incidence importante sur la biodiversité marine.

La solution réside dans de nouvelles méthodes de gestion des polymères visant la réduction à la source ainsi que dans l'élaboration de règlements basés sur le principe du pollueur-payeur. Les biopolymères devraient être utilisés dans des applications spécifiques, telles que dans les milieux marins, médicaux et alimentaires.

## REMERCIEMENTS

Terminer cet essai a été une corvée complexe, la vie étant parfois parsemée de surprises et d’embuches. Elle est également accompagnée de personnes fantastiques qui nous aident à les surmonter. Je dois donc féliciter mes petites merveilles, Luvia et Olivier, qui auraient pu obtenir plus d’amour et d’attention si cet essai n’avait pas été rédigé. Éric Comeau, qui a dû passer à travers mon humeur de rédactrice, mes requêtes de temps et qui a aussi enduré les aléas de la famille.

Mes collègues de travail, Greicy Bialikamien et Marc Sardi, qui ont su être si autonomes et parfois faire mon travail pour que je m’en sorte. Merci à vous deux, vous êtes fantastiques. Un merci spécifique à Greicy qui a lu et corrigé mes coquilles... et apporté des commentaires pertinents pour améliorer le produit fini.

Finalement, Marc J. Olivier, le professeur qui a su me faire apprécier la chimie (ma vie ne serait pas la même s’il avait été là au secondaire) et qui a accepté de devenir le chef de cet essai, tout en m’apprenant que ces microbilles de plastique qui polluent les milieux marins sont surnommées larmes de sirènes. Ces sirènes doivent pleurer le soir à voir l’état dans lequel nous laissons leur milieu se détériorer. Merci, Marc J. Olivier, mille fois.

## TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION .....	1
1 LES POLYMÈRES : DÉFINITIONS, FABRICATION ET MARCHÉS .....	3
1.1 Consommation des matières plastiques .....	3
1.1.1 Consommation des matières plastiques au Canada .....	4
1.2 Utilisation des polymères .....	5
1.3 Les polymères .....	6
1.4 Fabrication des polymères .....	7
1.4.1 Additifs utilisés .....	10
1.5 Les polymères biofragmentables d'origine pétrochimique .....	11
1.5.1 Les polymères dégradables .....	13
1.6 Biopolymères (bioplastiques) .....	13
1.7 Les polymères naturels .....	16
1.7.1 Les polysaccharides .....	16
1.7.2 Les protéines .....	17
1.8 Les polymères d'origine bactérienne (biopolyesters) .....	18
1.9 Les triglycérides .....	18
1.10 Les polymères artificiels .....	18
1.10.1 Le polylactide (PLA) .....	18
1.10.2 Autres polyesters aliphatiques et copolyesters aliphatiques aromatiques .....	19
1.11 Mélanges .....	19
1.12 Utilisation des biopolymères .....	20
1.12.1 Emballages et alimentation .....	21
1.12.2 Domaine médical .....	22
1.12.3 Agriculture et horticulture .....	22
1.12.4 Autres applications .....	23
2 LA BIODÉGRADABILITÉ .....	24
2.1 Biodégradation .....	24
2.2 Emballages compostables .....	24
2.3 La chimie de la dégradation .....	26



2.3.1	Première étape : détérioration du biopolymère (biofragmentation).....	26
2.3.2	Seconde étape : bioassimilation, minéralisation .....	27
2.4	Paramètres influençant la biodégradation .....	27
2.4.1	La structure et les propriétés des polymères .....	28
2.4.2	Conditions d'exposition .....	30
2.4.3	Compostabilité.....	31
2.4.4	Oxodégradation (biofragmentation).....	33
2.4.5	Photodégradation .....	33
2.4.6	Hydrodégradation ou hydrolyse .....	33
2.5	Les normes de biodégradabilité .....	34
3	LES POLYMÈRES, BIOPOLYMÈRES ET LEURS IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT .....	38
3.1	Avantages et inconvénients reliés à l'utilisation des polymères fragmentables.....	39
3.2	Problématiques environnementales reliées aux biopolymères .....	40
3.2.1	Impact esthétique .....	43
3.3	Les effets des polymères sur l'environnement aquatique .....	43
3.3.1	Les déchets marins.....	43
3.3.2	Les déchets domestiques, agricoles et industriels.....	45
3.3.3	Les granules de résine plastique dans les environnements marins.....	45
3.3.4	Dégradation des polymères.....	46
3.3.5	Les microplastiques.....	47
3.3.6	Polymères dégradables.....	48
3.3.7	Demande biochimique en oxygène accrue.....	49
3.3.8	Ingestion et enchevêtrement par la faune marine .....	49
3.3.9	L'enchevêtrement par la pêche fantôme .....	53
3.3.10	Migration des additifs dans les milieux marins.....	54
3.3.11	Capacité chimique d'adsorption de polluants persistants .....	58
3.3.12	Espèces introduites voyageant sur les débris .....	60
3.3.13	Débris sur les fonds marins et impacts sur le biote benthique .....	61
3.3.14	Usines d'épuration des eaux usées.....	61
3.4	Pollution dans les sites de compostage .....	62

3.5	Impacts reliés à la culture de biomasse sur des terres arables .....	63
3.5.1	Changements d'affectation des sols et émissions d'azote et de GES .....	63
3.5.2	Eutrophisation et acidification.....	68
3.5.3	Problématiques associées à l'utilisation d'engrais azotés .....	68
3.5.4	Utilisation des organismes génétiquement modifiés (OGM) .....	69
3.5.5	Utilisation de pesticides .....	71
4	GESTION DES MATIÈRES RÉSIDUELLES.....	74
4.1	L'enfouissement .....	75
4.2	L'incinération et la récupération d'énergie .....	76
4.3	La réduction à la source .....	77
4.4	La réutilisation des emballages et le système de consignment.....	77
4.5	Le recyclage .....	80
4.5.1	Scénarios de fin de vie .....	81
4.5.2	Recyclage des polymères oxofragmentables.....	81
4.5.3	Le tri et la séparation des polymères.....	82
4.5.4	Le tri et la séparation des biopolymères.....	83
4.5.5	Additifs utilisés dans les biopolymères.....	84
4.6	Gestion des biopolymères compostables.....	84
4.7	Responsabilité élargie des producteurs.....	87
5	ANALYSES DE CYCLE DE VIE.....	89
5.1	Analyses du cycle de vie recensées .....	89
6	ANALYSES DES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT .....	100
6.1	Nombre d'études et faiblesse des données .....	100
6.2	Faiblesses méthodologiques et omission de données .....	101
6.2.1	La problématique d'attribution des ressources aux extrants.....	101
6.2.2	Compost issu des produits biodégradables .....	101
6.2.3	Impacts reliés à la pétrochimie .....	102
6.2.4	Organismes génétiquement modifiés.....	102
6.2.5	Additifs .....	102
6.2.6	Changement d'affectation des sols.....	102

6.3	Analyse des comparaisons .....	104
6.3.1	Émissions de GES .....	104
6.3.2	Consommation d'énergie.....	105
6.3.3	Qualité des écosystèmes .....	106
6.3.4	Utilisation de l'eau .....	106
6.3.5	Résidus agricoles.....	106
6.3.6	Méthodes agricoles.....	107
6.4	Scénarios de fin de vie .....	107
6.4.1	Conclusions .....	108
7	RECOMMANDATIONS .....	110
7.1	Recommandation pour l'industrie agricole .....	110
7.2	Recommandations pour les instances gouvernementales.....	111
7.2.1	Instaurer des mécanismes officiels de prise en compte du carbone dans les produits biosourcés .....	111
7.2.2	Dictier des politiques gouvernementales innovatrices visant la restauration des terres.....	111
7.2.3	Instaurer des consignes par les instances gouvernementales sur les produits à usage unique autres que les boissons gazeuses et les bières.....	112
7.2.4	Imposer un pourcentage de produits recyclés et recyclables aux producteurs.....	112
7.3	Recommandations pour les instances municipales.....	112
7.4	Recommandations pour les fabricants de produits.....	113
7.4.1	Concentrer les produits d'entretien .....	113
7.4.2	Fabriquer et utiliser des biomatériaux biodégradables pour des applications marines .....	113
7.4.3	Interdire l'utilisation de polymères ou de microplastiques dans les produits personnels ou d'entretien .....	114
7.5	Changement de société .....	114
	CONCLUSION .....	116
	RÉFÉRENCES .....	118
	BIBLIOGRAPHIE.....	130

ANNEXE 1	LISTE DES DIFFÉRENTES NORMES ASTM RELIÉES AU COMITÉ D20.96 .....	131
ANNEXE 2	ÉTUDES PUBLIÉES FAISANT ÉTAT D'EFFETS, SUR DES ANIMAUX, LORS D'EXPOSITIONS À FAIBLES DOSES.....	134
ANNEXE 3	FLUX DE CARBONE ET D'AZOTE POUR LES PRODUITS BIOSOURCÉS .....	139
ANNEXE 4	DESCRIPTION DE LA MÉTHODE D'ANALYSE DE CYCLE DE VIE SELON ISO 14040 .....	140
ANNEXE 5	RÉSUMÉ DES ANALYSES DE CYCLE DE VIE RETENUES À DES FINS DE COMPARAISON ENTRE LES BIOPOLYMÈRES ET LES POLYMÈRES .....	157

## LISTE DES FIGURES ET DES TABLEAUX

Figure 1.1	Production mondiale de plastiques 1950-2011.....	4
Figure 1.2	Marché de l'utilisation finale des plastiques .....	5
Figure 1.3	Structure du polyéthylène .....	6
Figure 1.4	Comprendre le processus de raffinage : du pétrole brut jusqu'au produit final.....	8
Figure 1.5	Capacité de production mondiale des biopolymères pour diverses applications ....	14
Figure 1.6	Classification des polymères et biopolymères biodégradables.....	16
Figure 1.7	Étapes de commercialisation actuelles pour divers biopolymères.....	20
Figure 2.1	Schéma simplifié du processus de dégradation d'un plastique.....	26
Figure 2.2	Facteurs affectant la biodégradation des polymères. ....	28
Figure 2.3	Les trois phases du compostage thermophile .....	32
Figure 3.1	Évolution de la quantité de débris de plastique amassés sur une longueur de 100 mètres de plages sud-africaines en 1984, 1989, 1994 et 2005. ....	47
Figure 3.2	Photos de débris de plastique dans des puffins à bec grêle.....	52
Figure 3.3	Plastiques typiques recueillis dans l'estomac d'un fulmar boréal et tendances dans la masse moyenne de plastiques utilisateur et granules de plastique vierge dans des fulmars boréaux échoués sur des berges néerlandaises .....	53
Figure 3.4	Concentration et composition des PBDE présents dans la graisse abdominale de puffins à bec grêle, quantité et composition des PBDE présents dans les plastiques contenus dans leurs estomacs et dans leurs proies .....	59
Figure 3.5	Exemples de colonisation et d'incrustation sur des débris de plastique recueillis sur les côtes de la Nouvelle-Zélande .....	61
Figure 3.6	Récoltes fraîches de chou chinois .....	63
Figure 3.7	Contribution totale des activités agricoles aux émissions de GES, incluant les émissions liées au changement d'affectation des sols.....	65

Figure 3.8	Sources de GES en agriculture, sur une base d'équivalence de Mt CO <sub>2</sub> , excluant les changements d'affectation des terres .....	68
Figure 3.9	Adoption de cultures de maïs OGM aux États-Unis entre 2000 et 2012, par type d'OGM .....	70
Figure 3.10	Variété d'herbicides utilisés pour la gestion des mauvaises herbes entre 1971 et 2008 sur le maïs, le soya et le coton. ....	72
Figure 4.1	Émissions de dioxines et furanes de 1990 à 2006 .....	77
Figure 4.2	Réduction des émissions de GES associées au recyclage pour le HDPE, le LDPE, le PET et les plastiques mixtes .....	81
Figure 5.1	Cycle de vie d'un bioplastique .....	90
Tableau 1.1	Matières plastiques issues du pétrole, du gaz naturel et du charbon .....	9
Tableau 1.2	Caractéristiques des additifs utilisés dans les polymères).....	11
Tableau 1.3	Propriétés spécifiques des biopolymères et les applications attendues .....	22
Tableau 2.1	Organismes de certification, normes de référence et logos associés .....	35
Tableau 3.1	Améliorations durables des biopolymères comparativement aux polymères issus de la pétrochimie .....	41
Tableau 3.2	Risques environnementaux reliés aux biopolymères .....	42
Tableau 3.3	Sources principales de déchets marins .....	44
Tableau 3.5	Études réalisées en laboratoire démontrant une ingestion de microplastiques dans le biote marin.....	49
Tableau 3.6	Données empiriques sur la toxicité aquatique .....	57
Tableau 4.1	Quantités de matières éliminées en 2011 au Québec selon provenance .....	76
Tableau 4.2	Taux de récupération des contenants de PET selon quatre scénarios .....	79
Tableau 4.3	Comparaison des taux de récupération et de mise en valeur en 2010 au Québec...	80

Tableau 4.4	Génération et recyclage des résidus organiques en 2010 .....	85
Tableau 4.5	Proportion de matières organiques dans les échantillons des collectes privées des déchets du sous-secteur commercial au Québec 2008-2009 .....	86
Tableau 5.1	Résumé des résultats issus des différentes analyses de cycle de vie révisées et notes complémentaires .....	92
Tableau 6.1	Émissions de CO <sub>2</sub> et consommation d'énergie reliées à différents polymères et biopolymères, du berceau au tombeau .....	105

## LISTE DES ACRONYMES, DES SYMBOLES ET DES SIGLES

ACV	Analyse de cycle de vie
ASTM	<i>American Society for Testing Materials</i>
ATP	Amidon thermoplastique
BPA	Bisphénol A
B-PET	Biopolyéthylène téréphtalate
Bt	<i>Bacillus thuringiensis</i>
C:N	Ratio carbone azote
CH <sub>4</sub>	Méthane
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone
DDE	Dichlorodiphényldichloroéthylène
DDT	Dichlorodiphényltrichloroéthane
EICV	Évaluation de l'impact du cycle de vie
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
GJ	Gigajoule (10 <sup>9</sup> joules)
GJ/t	Gigajoule/tonne
H <sub>2</sub> O	Eau
ha <sup>-1</sup> an <sup>-1</sup>	Hectare par année
HAP	Hydrocarbure aromatique polycyclique
HCB	Hexachlorobenzène
ICI	Industries, commerces et institutions
ICV	Inventaire du cycle de vie
LET	Lieu d'enfouissement technique
N	Azote
Nr	Espèce azotée radicalaire
OGM	Organisme génétiquement modifié
PBDE	Polybromodiphényléther
PCB	Polychlorobiphényle
PCL	Polycaprolactone



PE	Polyéthylène
PET	Polyéthylène téréphtalate
PGA	Polyglycolide
PHA	Polyhydroxyalcanoate
PHA-G	Polyhydroxyalcanoate issu de grains
PHA-S	Polyhydroxyalcanoate issu de rafles de maïs
PHB	Polyhydroxybutyrate
PHBV	Polyhydroxybutyrate-cohydroxyvalérate
PHV	Polyhydroxyvalérate
PIP	Polymère issu de la pétrochimie
PIR	Proche infrarouge
PLA	Acide polylactide
PLA-NW	Acide polylactide fabriqué par NatureWorks LLC
PLGA	Poly lactides-coglycolides
POP	Polluant organique persistant
PP	Polypropylène
PS	Polystyrène
PTT	Poly(téréphtalate de triméthylène)
PVC	Polychlorure de vinyle
REP	Responsabilité élargie des producteurs
t	Tonne
t éq. CO <sub>2</sub>	Équivalent de tonnes CO <sub>2</sub> émis
UF	Unité fonctionnelle

## INTRODUCTION

La planète est dans un état précaire. En un peu plus d'un siècle, les découvertes scientifiques permettant d'avoir un style de vie remarquable, des logis confortables, une alimentation équilibrée, une espérance de vie supérieure, des déplacements et des télécommunications sur tous les continents n'ont cessé d'évoluer. Ces améliorations ont également apporté d'importantes conséquences pour la planète, notamment en modifiant la quantité de ressources naturelles requises pour assouvir ces besoins.

L'un des phénomènes ayant permis ces progrès a été l'extraordinaire progression des matières plastiques. Grâce à leur faible coût et leurs multiples qualités, les plastiques ont envahi notre univers quotidien dans des domaines aussi diversifiés que l'emballage, le bâtiment, le transport, les équipements électriques et électroniques, l'ameublement et le loisir (Bewa, 2006).

La hausse des prix du pétrole, la demande croissante de produits responsables et écologiques, l'explosion démographique et la déplétion des matières premières non renouvelables créent une conjoncture propice pour les produits biosourcés et les biopolymères (de Jong et autres, 2012).

Afin de répondre à la demande de produits plus responsables, l'industrie des polymères présente de nombreuses solutions, dont la substitution des ressources fossiles par des ressources renouvelables. L'intérêt initial pour ces biopolymères visait les produits à utilisation unique ou encore les usages qui génèrent de grandes quantités de matières vouées à l'enfouissement. Par exemple, chaque année, 365 millions de téléphones cellulaires, 3,7 milliards de tasses en plastique, 350 milliards de bouteilles en plastique et 3 750 milliards de sacs en plastique sont mis aux rebuts à travers le monde (Ravenstijn, 2010). Les propriétés de biodégradation ont donc attiré l'intérêt initial voué à ces biopolymères; pourtant, plusieurs biopolymères ne sont pas biodégradables, alors que plusieurs polymères pétrochimiques sont proclamés biodégradables suite à l'utilisation d'additifs leur conférant cette propriété.

Le terme renouvelable est également un facteur permettant aux biopolymères d'avoir une presse favorable, le respect de l'environnement devenant une valeur importante aux yeux de plusieurs consommateurs. Ce terme amène malheureusement un optimisme trop édulcoré. À la suite de la crise alimentaire mondiale, de sérieuses questions doivent être posées quant à l'idée de matériaux renouvelables issus de l'agriculture. Ces derniers entrent en compétition avec les denrées

alimentaires en plus de causer des stress supplémentaires sur les écosystèmes. En déplaçant la consommation des polymères d'origine pétrochimique vers les biopolymères, il faudra non seulement éviter de contribuer à la déforestation, à l'épuisement des sols et des réserves hydrauliques, mais également s'assurer de la bonne utilisation d'organismes génétiquement modifiés (OGM) et leurs accompagnements phytosanitaires; la culture d'OGM portant le gène *Bacillus thuringiensis* (Bt) pourrait être préjudiciable à certains insectes non ciblés (ENSSER, 2013) alors qu'une plus grande utilisation d'herbicide serait associée aux OGM résistants aux herbicides.

L'objectif général du présent essai est de départager les biopolymères des polymères quant à leurs impacts sur l'environnement. Pour ce faire, une mise en contexte des polymères et des biopolymères ainsi que leurs propriétés respectives est présentée. Le concept de biodégradation est défini et les différentes normes associées sont ensuite recensées. Les impacts environnementaux reliés aux polymères et aux biopolymères dans différents milieux sont évalués. Le cycle de vie dans son entier, dont les impacts sociaux et environnementaux, doit s'inscrire dans l'analyse du choix de produits. La revue d'analyse de cycle de vie (ACV) comparant des polymères et biopolymères a été retenue afin de tenter de les départager. Quatre méta-analyses utilisant un ensemble de 41 ACV font partie de ces études, totalisant plus d'une centaine de comparaisons entre les polymères et biopolymères.

Les sources utilisées ont été choisies afin de représenter des informations aussi objectives que possible; les articles proviennent de publications faisant l'objet d'une lecture par les pairs, les rapports proviennent d'organismes gouvernementaux ou environnementaux reconnus ou encore de regroupements commerciaux, mais présentant des sources fiables et souvent issues de tierces parties. Finalement, les informations les plus récentes ont été privilégiées puisque les technologies évoluent rapidement dans l'industrie des polymères et biopolymères.

Suite aux informations recensées dans la littérature, des recommandations sont proposées auprès de différents acteurs afin de réduire l'impact des polymères et biopolymères sur l'environnement.

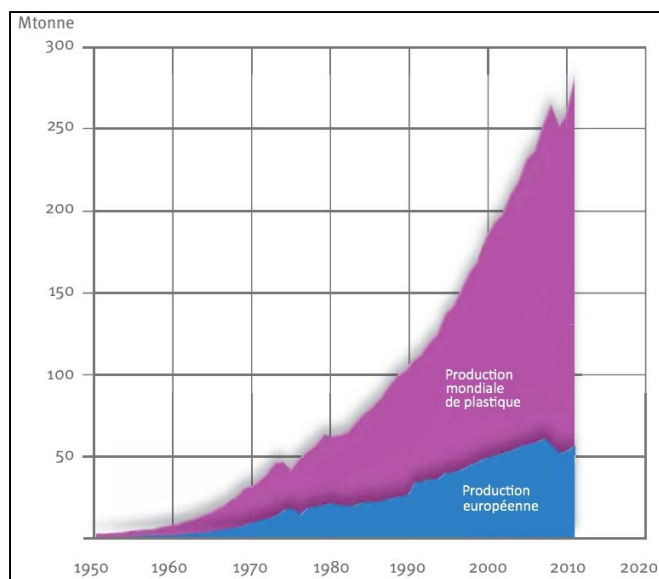
## **1 LES POLYMÈRES : DÉFINITIONS, FABRICATION ET MARCHÉS**

Les matériaux communément appelés plastiques sont des assemblages de polymères et d'additifs qui permettent différentes applications. La nomenclature classique des polymères inclut des matériaux naturels (issus de végétaux : bois, coton, jute, sisal, chanvre, liège, etc.; ou issus d'animaux; fourrure, soie, laine, etc.), semi-synthétiques (issus du bois : celluloïd, cellophane, viscose-rayonne, plastique cellulose; issus du lait : caséine; issus de la peau d'animaux : cuir, suite à un tannage; issus du latex, suite à la vulcanisation) et finalement, synthétiques (issus de la carbochimie, soit du charbon ou de la pétrochimie, soit du pétrole ou du gaz naturel) (Van der Vegt, 2005).

Dès 1600 av. J.-C., les peuples d'ancienne Mésopotamie savaient fabriquer, à partir de latex d'arbre à caoutchouc (*castilla elastica*) et du latex de gloires du matin, différents objets, dont des figurines et des balles (Hosler et autres, 1999). Seront également utilisées au cours des siècles qui suivront diverses matières plastiques naturelles telles que cornes, cires, résines. Le XIXe siècle verra le développement du caoutchouc vulcanisé, du fulmicoton et du celluloïd, avec l'apparition des thermoplastiques modernes (Andrady and Neal, 2009). Le premier polymère synthétique de grande utilisation est la Bakélite, inventée en 1909 par Baekeland, suivie par la fibre semi-synthétique rayonne (American Chemistry Council, 2013).

### **1.1 Consommation des matières plastiques**

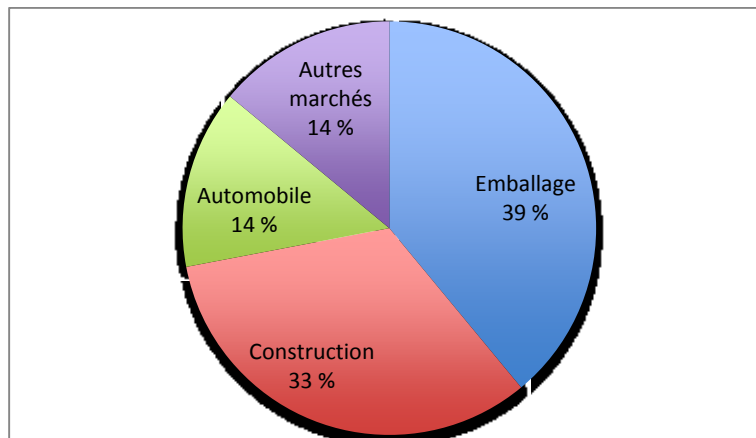
Comme la figure 1.1 l'illustre, la fabrication de plastique connaît une ascension vertigineuse au XXe siècle. En 1950, 1,7 million de tonnes de matières plastiques sont produites mondialement, alors qu'en 1989, ce sont 99 millions de tonnes qui sont produites. Seulement 22 ans plus tard, en 2011, ce sont 280 millions de tonnes soit trois fois plus de plastiques qui sont fabriqués (PlasticsEurope, 2012). Quatre-vingt-dix pour cent de cette consommation sont des polymères thermoplastiques de grande consommation, soit le polyéthylène (PE), le polypropylène (PP), le téréphtalate de polyéthylène (PET), le polychlorure de vinyle (PVC) et le polystyrène (PS) (Andrady and Neal, 2009).



**Figure 1.1 Production mondiale de plastiques 1950-2011.** Comprend les thermoplastiques, polyuréthanes, thermodurcissables, élastomères, adhésifs, enduits et matériaux d'étanchéité et fibres PP. Les PET, PA et fibres polyacryliques ne sont pas compris (tiré de: PlasticsEurope, 2012, p.8).

### 1.1.1 Consommation des matières plastiques au Canada

Au Canada, trois grands marchés occupent une grande part du total des plastiques consommés, soit l'emballage, la construction et l'automobile. La figure 1.2 illustre la proportion de chacun des marchés. En considérant sa part de la consommation mondiale de résine, le Canada assurerait environ 2 % de la totalité de la production mondiale de produits en plastique (Gouvernement du Canada, 2011).



**Figure 1.2 Marché de l'utilisation finale des plastiques** (inspiré de : Gouvernement du Canada, 2011)

S'ils connaissent un si grand engouement auprès des consommateurs et des industriels, c'est que les plastiques présentent un éventail de qualités et propriétés uniques : peu coûteux, légers, hydrophobes, biologiquement inertes, résistants à la lumière et aux produits chimiques, pouvant avoir une faible ou forte densité, utilisables dans une large étendue de températures, ils sont également déformables ou forts et résistants, ne se corrodent pas et peuvent facilement être usinés sous la chaleur (Andrady and Neal, 2009; Thompson et autres, 2009; Bewa, 2006).

Plus du tiers de la consommation de polymères est reliée à l'emballage rejeté en moins d'une année (principalement les contenants et sacs de plastique) (Barnes et autres, 2009; Hopewell et autres, 2009) alors qu'un peu plus du deuxième tiers est utilisé dans l'industrie de la construction et des travaux publics (Andrady and Neal, 2009). Ces données concordent avec celles du Gouvernement du Canada (Gouvernement du Canada, 2011). Le secteur automobile et la fabrication de jouets et de meubles constitueraient le dernier tiers (Andrady and Neal, 2009) avec les applications du domaine de la santé (emballage de médicaments, équipement chirurgical), de l'électricité et l'électronique et finalement de l'industrie lourde et l'agriculture.

Ces données seraient semblables parmi les régions développées, mais diffèreraient pour les pays en développement (Andrady and Neal, 2009).

## **1.2 Utilisation des polymères**

Les polymères se comparent avantageusement aux matériaux concurrents (métaux, fibres naturelles, minéraux). Ils sont rigides et résistants, permettent une bonne isolation électrique, sont

inertes biologiquement, ne se corrodent pas, sont non toxiques (Andrady and Neal, 2009). Ces caractéristiques les rendent donc omniprésents dans pratiquement toutes les industries.

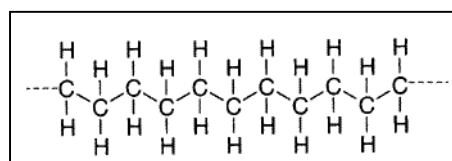
Près de 4 % du pétrole et du gaz produits sont utilisés comme matériau brut dans la production de polymères et la même proportion serait consommée comme source d'énergie dans le processus de fabrication (Andrady and Neal, 2009; Thompson et autres, 2009).

L'utilisation des polymères offre plusieurs avantages sociaux, en améliorant la qualité de vie et la santé des consommateurs, tels que :

- l'emballage alimentaire, permettant de réduire les pertes en conservant les aliments en atmosphère contrôlée (Andrady and Neal, 2009);
- la mise en place d'infrastructures d'aqueduc, permettant ainsi l'accès à l'eau potable tout en éliminant les eaux usées (Andrady and Neal, 2009);
- la réduction des émissions de GES reliées au transport des marchandises qui sont allégées par l'emballage plastique (en remplacement du verre ou du métal), réduisant ainsi jusqu'à 20 % de la consommation d'essence par les véhicules de toutes sortes (Andrady and Neal, 2009).

### 1.3 Les polymères

Les polymères sont un assemblage de macromolécules, des monomères, que l'on retrouve souvent sous la forme de chaînes (Van der Vegt, 2005), soit de petites unités d'hydrocarbures reliées en longues chaînes. Le carbone compose le squelette de la molécule de polymère et les atomes d'hydrogène sont liés au squelette (American Chemistry Council, 2013). La figure 1.3 illustre la structure du polyéthylène, le plus simple des polymères.



**Figure 1.3 Structure du polyéthylène** (tiré de : American Chemistry Council, 2013)

Certains polymères ne contiennent que du carbone et de l'hydrogène (polypropylène, polybutylène, polystyrène et polyméthylpentène). D'autres éléments peuvent faire partie de l'assemblage des polymères : l'oxygène, le chlore, le fluor, l'azote, la silicone, le phosphore et le soufre sont tous des

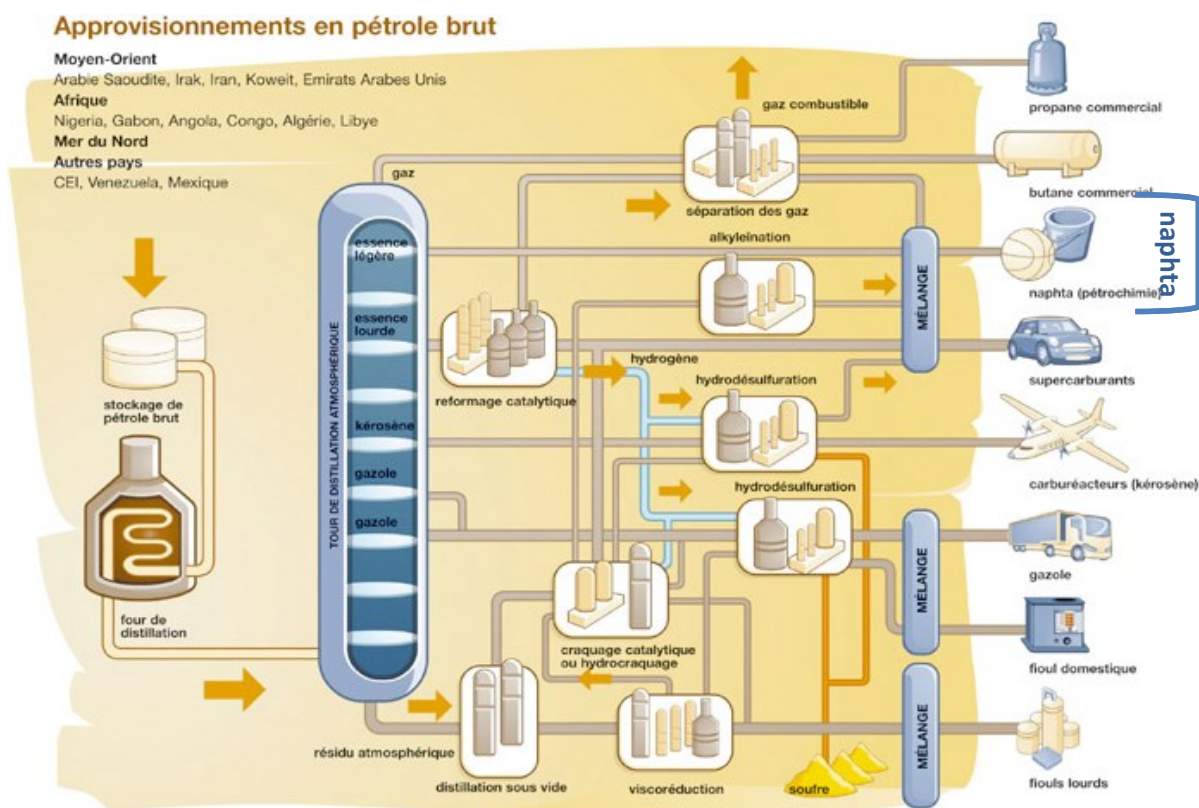
éléments présents au sein de polymères (American Chemistry Council, 2013). Figure controversée du plastique, le chlorure de polyvinyle (PVC) contient du chlore qui, lors de traitements à chaud, deviendra dioxine. Le nylon contient de l'azote et de l'oxygène, le Téflon contient du fluor (American Chemistry Council, 2013).

Le terme polymère, utilisé au cours de cet essai, traitera uniquement des matériaux issus des combustibles fossiles par l'entremise de différents procédés de raffinage du pétrole, du gaz naturel et du charbon (Chomon, 2008) par opposition au terme biopolymère qui sera défini à la section 1.6. En cohérence avec cette définition, les polymères communément nommés plastiques sont fabriqués de matériaux fossiles, principalement le pétrole ainsi que le gaz naturel. L'expression est à ne pas confondre avec les bioplastiques.

#### **1.4 Fabrication des polymères**

Pour produire les polymères à partir de combustibles fossiles, le pétrole brut est d'abord distillé en raffinerie pour que ses différentes composantes d'hydrocarbures se séparent. Ces hydrocarbures sont des molécules d'hydrogène et de carbone. Les molécules qui servent de matières premières dans la fabrication du plastique forment un liquide appelé naphta. Avant d'en fabriquer des polymères, il faut briser les molécules qui le composent en le chauffant. La figure 1.4 résume ce processus de raffinage.





**Figure 1.4 Comprendre le processus de raffinage : du pétrole brut jusqu'au produit final** (Sia Conseil, 2009).

Lors de ce processus, plusieurs produits intermédiaires tels que l'éthylène, le propylène ou l'acétylène sont extraits du pétrole, du gaz ou du charbon; ces intermédiaires seront utilisés pour la génération des monomères qui deviendront des produits finis visant la production des polymères. Le tableau 1.1 permet de constater que les polymères courants proviennent de combustibles fossiles. Les principaux produits intermédiaires utilisés pour la fabrication de polymères (ainsi que des produits chimiques spécifiques à diverses industries) sont le méthanol, l'éthylène, le propylène, le butadiène, le benzène, le toluène et le xylène (de Jong et autres, 2012).

**Tableau 1.1 Matières plastiques issues du pétrole, du gaz naturel et du charbon** (tiré de : Chomon, 2008, p.3)

<b>Matières premières</b>	<b>Produits intermédiaires</b>	<b>Monomères</b>	<b>Matières plastiques</b>
Pétrole Gaz naturel	Éthylène	Polymérisation Éthylbenzène – Styrène Chlorure d'éthyle Dichloréthane – Chlorure de vinyle Tétrafluoréthylène Oxyde d'éthylène	Polyéthylène Polystyrène PVC PTFE Polyester
Pétrole Gaz naturel	Propylène	Polymérisation Chlorure allylique Phénol – Cyclohexanol Alcool iso Acrylonitrile	Polypropylène Polyester Polyamide 6 ABS – SAN
Charbon (coke) Gaz naturel	Acétylène (éthyle)	Acrylonitrile Chlorure de vinyle Dérivés vinyliques	Méthacrylate PVC Acétate de polyvinyle
Gaz naturel Pétrole	Butane Butylène (butène)	Butadiène	Caoutchouc Styrène Butadiène
Charbon (gaz de houille) Pétrole	Méthane	Méthanol : – Formaldéhyde – Acétate de vinyle	Phénol Formol Mélamine Formol Urée Formol Acétate de polyvinyle
Charbon (goudron) Pétrole	Benzène	Phénol Cyclohexane Acide maléique Éthylbenzène – Styrène	Polycarbonate Polyamide 6 Polyester Polystyrène
Charbon (goudron) Pétrole	Xylène	Anhydride phtalique	Polyester
Charbon (goudron) Pétrole	Toluène	Diisocyanates	Polyuréthane

Les polymères ont des caractéristiques très distinctes les unes des autres, mais la plupart ont ces attributs en commun :

- Ils peuvent être très résistants aux produits chimiques;
- Ils peuvent être d'excellents isolants thermiques et électriques;
- Ils sont habituellement très légers en masse, avec des degrés variables de résistance;
- Ils peuvent être usinés de diverses façons, que ce soit pour des fibres minces ou des pièces complexes (American Chemistry Council, 2013).

Les polymères synthétiques les plus utilisés sont les thermoplastiques (tels que PE, PVC, PS, acrylonitrile styrène, acrylonitrile butadiène styrène, polyamide, polyoxyméthylène, polycarbonate, PET, polytétrafluoroéthylène, tétrafluoroéthylène perfluoropropylène, acétate de cellulose, polybutylène, etc.), puis les thermodurcissables (urée formaldéhyde, phénol formaldéhyde, mélamine formaldéhyde, résine d'époxy, polyuréthanes), les élastomères synthétiques (caoutchouc styrène butadiène, polybutadiène, isoprène, caoutchouc butyle, chloroprène, silicone, caoutchouc polyuréthane, etc.) et les plastiques composites (Van der Vegt, 2005).

#### **1.4.1 Additifs utilisés**

Les polymères sont rarement utilisés seuls; des additifs y sont ajoutés pour améliorer leurs performances et propriétés selon l'application à laquelle ils sont destinés, ou encore pour faciliter leur fabrication. Divers additifs qui y sont ajoutés sont décrits au tableau 1.2 :

**Tableau 1.2 Caractéristiques des additifs utilisés dans les polymères** (inspiré de : Andrady and Neal, 2009; Thompson et autres, 2009; Van der Vegt, 2005)

Type d'additif	Caractéristique
Lubrifiant	Transport dans les machines de transformation
Antioxydant	Protection contre l'oxydation pendant la transformation
Accélération	Accélération des réactions entre les thermdurcissants et les caoutchoucs
Agent gonflant	Production de mousses
Composant inorganique (par exemple, du carbone ou de la silice)	Renforcement
Stabilisateur thermique	Manipulation sous chaleur
Plastifiant	Rendre souples et flexibles
Retardateur de flammes	Réduction de l'ignition et ralentissement de la propagation
Stabilisant UV	Prévention leur dégradation lorsqu'exposés au soleil
Antimicrobien	Prévention de bactéries
Additif esthétique	Colorant, matifiant, opacifiant et lustrant

Divers types d'additifs sont soupçonnés d'être problématiques pour la santé. Des études portant exclusivement sur ces additifs ont permis de mettre en lumière plusieurs problématiques de santé pour la faune, dont la propriété de perturbateurs endocriniens.

Citons en exemple les plastifiants, qui représentent jusqu'à 40 % du poids des plastiques flexibles, les polybromodiphényléthers (PBDE) qui retardent l'apparition de flammes ainsi que les bisphénols A (BPA) pourraient être transférés du plastique vers l'humain par l'entremise de la manipulation par les enfants, par le contact avec les aliments emballés par les plastiques (Thompson et autres, 2009) ou par leur décomposition dans l'environnement.

### **1.5 Les polymères biofragmentables d'origine pétrochimique**

Les polymères biofragmentables d'origine pétrochimiques sont constitués à partir de polymères qui ne sont pas biodégradables, tels que le PE, le PP, le PS, le PET et le PVC. Des additifs de dégradation sont ajoutés aux résines de polymères, lors de la fabrication des produits finaux, pour leur conférer la capacité à se fragmenter en fin de vie. Le taux d'additif est variable selon l'application et le type d'additif, mais est habituellement de moins de 5 % (SPI Bioplastics Council, 2013). Sous l'action des microorganismes, de l'air ou de la lumière, le polymère contenant ces additifs aura la propriété de

se fragmenter en poussière. Il s'agit bien d'un processus de fragmentation plutôt que d'un processus de biodégradation.

Ces additifs sont basés sur des catalyseurs chimiques contenant des métaux tels que le cobalt, le manganèse, le fer ou des matières organiques qui peuvent permettre la fragmentation des polymères avec une oxydation chimique suite à : une irradiation aux ultraviolets, une exposition à la chaleur ou tout simplement une biodégradation de l'additif d'origine organique (SPI Bioplastics Council, 2013; European Bioplastics, 2009b).

L'industrie des biopolymères (SPI Bioplastics Council, 2013; European Bioplastics, 2009b) considère que l'utilisation de termes tels que dégradable, oxodégradable, oxobiodégradable, oxovert et dégradable en lieu d'enfouissement technique (LET), lesquels ne réfèrent pas à des spécifications, certifications ou standards établis permettant de reproduire et vérifier les affirmations, sont trompeurs. Aucune publication ou donnée évaluée par des pairs n'a encore été publiée permettant de démontrer que ces polymères oxodégradables se dégraderaient suffisamment pour être proclamés biodégradables (SPI Bioplastics Council, 2013; Narayan, 2009).

Cette terminologie suggère que les produits peuvent rapidement se dégrader et biodégrader sous diverses conditions; malheureusement, l'effet principal de l'oxydation est la fragmentation (la première phase de dégradation) en petites particules, lesquelles demeurent présentes dans l'environnement pour un temps indéterminé (SPI Bioplastics Council, 2013; European Bioplastics, 2009b). Le terme oxofragmentation serait plus approprié pour ce type de polymère (European Bioplastics, 2009b).

De plus, des plastiques hydrophobes issus de cette fragmentation pourraient migrer dans des eaux ou d'autres écosystèmes (Song et autres, 2009; Narayan, 2009). Ces fragments demeureront dans l'environnement. Les plastiques oxobiodégradables ne sont pas une solution à la problématique de déchets, mais plutôt une conversion de contaminants visibles (les déchets de plastiques) vers des contaminants invisibles (les fragments de plastique), ce qui pourrait même encourager les comportements de déchets sauvages dans l'environnement (European Bioplastics, 2009b).

### **1.5.1 Les polymères dégradables**

Certains polymères seraient vraisemblablement biodégradables dans l'environnement. Le poly(alcool vinylique) (PVA) est un polymère biodégradable utilisé dans l'emballage, la pharmacie, les textiles, les films, les adhésifs (Castelan, 2010).

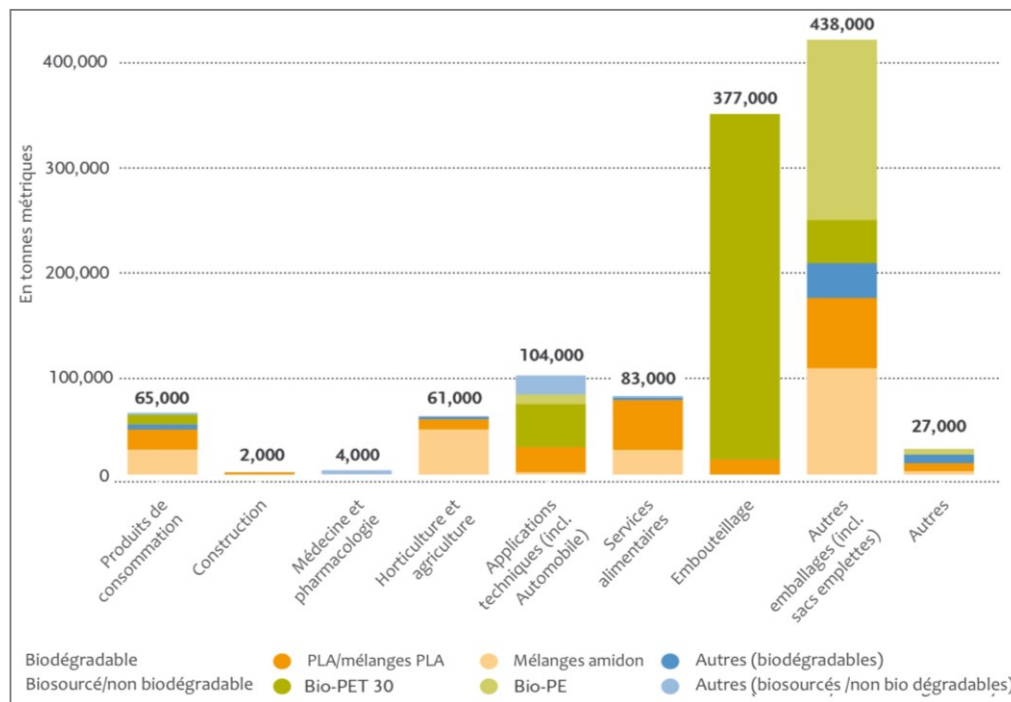
Le polycaprolactone (PCL) et le poly(alkylene succinate) peuvent être biodégradés par des microorganismes de la nature. Le PCL est un polyester synthétisé issu du pétrole, résistant à l'eau, l'huile, les solvants et le chlore, dont la structure contient une fonction ester; la présence de l'oxygène rend le PCL dégradable par hydrolyse grâce à l'action d'enzymes abondants dans le sol (Stevens, 2003). Pour réduire son coût de production, de l'amidon lui est mélangé pour en faire des sacs à déchets à la fois rapidement fragmentable puis ses poussières sont biodégradables (Gross and Kalra, 2002). Il peut être extrudé en feuilles, bouteilles et différents articles moulés; ces qualités rendent le PCL plus qu'intéressant en tant que matériau biodégradable, bien que sa température de fusion soit de 60 °C. Le poly( $\epsilon$ -caprolactone) (PCL) est un polyester surtout utilisé comme additif avec d'autres matériaux, pour en augmenter la biodégradabilité, comme plastifiant ou pour réduire les coûts. Il est utilisé dans le domaine médical ainsi que pour le paillage agricole, les sacs à déchets ou des pots pour plantes. Plusieurs variantes de ces polyesters biodégradables sont offertes sur le marché (Gross and Kalra, 2002).

Les attributs de biodégradabilités doivent être accompagnés de saines pratiques de gestion des matières résiduelles pour qu'un avantage environnemental soit ressenti. Dans le cas des biens durables qui ne requièrent pas la biodégradabilité (pour des raisons de performance, sécurité et durée de vie), le cycle de vie de ces matières plastiques devrait être allongé par des méthodes telles que la récupération suivie du recyclage ou d'une reprise d'énergie (Song et autres, 2009).

### **1.6 Biopolymères (bioplastiques)**

Les biopolymères, tels que définis dans cet essai, sont des polymères issus exclusivement d'organismes vivants ou de polymères synthétisés à partir de ressources renouvelables. Comme reprise par l'Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Énergie (ADEME) en France, la définition de biopolymère fait référence aux polymères de la famille des bioproduits, le terme bio indiquant l'utilisation de ressources biologiques renouvelables et non la biotechnologie. Les bioproduits désignent des produits non alimentaires tirés de la biomasse (plantes, algues, cultures,

arbres, organismes marins et déchets biologiques produits par les ménages, la production alimentaire et la production animale) (Bewa, 2009). En 2010, la production mondiale de biopolymères est approximativement d'un million de tonnes par année, soit moins de 0,4 % du marché des polymères; ce marché connaît une croissance de 30 % annuellement (Ravenstijn, 2010). La figure 1.5 illustre la capacité de production des biopolymères en 2012 selon leur utilisation finale.



**Figure 1.5 Capacité de production mondiale des biopolymères pour diverses applications** (traduction libre de : European Bioplastics et Institute for Bioplastics and Biocomposites, 2012)

D'un point de vue technique, pratiquement tous les matériaux industriels fabriqués de ressources fossiles pourraient être remplacés par leurs contreparties biosourcées (Raschka and Carus, 2012). Le coût de production des produits biosourcés dépasse malheureusement, dans plusieurs cas, celui des produits issus de la pétrochimie (de Jong et autres, 2012).

Un des principaux inconvénients des biopolymères est leur hydrophilie, leur rapide dégradation et, dans certains cas, leurs propriétés mécaniques non satisfaisantes dans des environnements humides (Yu et autres, 2006).

Les biopolymères, bien qu'ils soient issus de ressources renouvelables, demeurent dépendants de la pétrochimie, puisqu'ils proviennent souvent d'une culture agricole : les produits utilisés pour fertiliser les terres et les traitements phytosanitaires sont principalement issus de la pétrochimie,

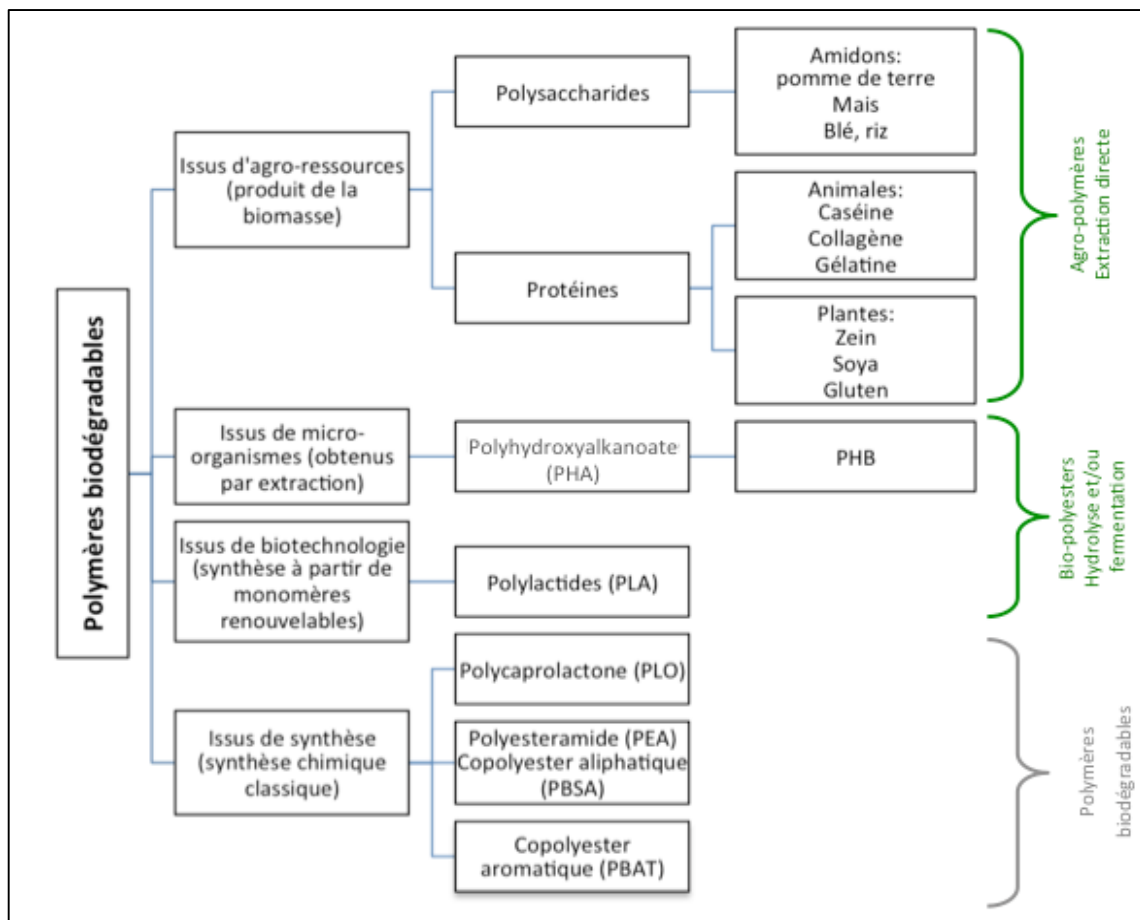
les équipements requis pour le labourage, les semis, l'irrigation ainsi que les récoltes et finalement, la conversion de la biomasse en biopolymères représentent des étapes requérant du pétrole ou ses dérivés, sans compter le transport requis entre chaque étape.

Les biopolymères d'origine biologique peuvent être classés en trois groupes (Yu et autres, 2006; Bewa, 2006) :

1. Les polymères naturels, qui sont divisibles en deux familles : polysaccharides (amidon, cellulose) et protéines (animales ou plantes);
2. Les polymères synthétisés par des bactéries (fermentation), tels que le polyhydroxyalcanoate (PHA) et le polyhydroxybutyrate (PHB);
3. Les polymères synthétiques issus de biotechnologie de monomères naturels, tels que l'acide polylactique (PLA).

Cette classification des biopolymères est illustrée à la figure 1.6.





**Figure 1.6 Classification des polymères et biopolymères biodégradables** (adapté de Jarroux, 2010, p.2; Avérous, 2004, p.235)

## 1.7 Les polymères naturels

Il existe plusieurs polymères naturels, dont les polysaccharides (amidon, cellulose), le caoutchouc naturel, les polypeptides et les protéines, les alginate

### 1.7.1 Les polysaccharides

Les polysaccharides sont issus de trois sources principales, soit l'amidon, la cellulose et la chitine. Une quatrième source reste peu exploitée, les alginate. Leurs caractéristiques principales sont les suivantes :

- L'amidon, peu coûteux, renouvelable, est aisé à obtenir et biodégradable. Il provient du maïs, de la pomme de terre, du blé et du riz. C'est l'unité de stockage des polysaccharides dans les ressources botaniques (Castelan, 2010; Avérous, 2004). L'amidon utilisé seul est hydrosoluble, difficile à

travailler et cassant. Il doit donc être utilisé avec d'autres matériaux (Yu et autres, 2006; Gross and Kalra, 2002);

- La cellulose, l'élément constitutif du bois et de la tige du maïs, est la substance la plus abondante de la surface de la Terre. Elle est utilisée dans la fabrication du papier. C'est un matériau peu coûteux semi-cristallin (Avérous, 2004). À noter que la lignine est un sous-produit de cellulose des usines de pâte et papier habituellement traitée comme une matière résiduelle de peu d'utilisation économique, plutôt utilisée pour sa capacité énergétique. La cellulose modifiée est utilisée dans différents produits, tels que le papier adhésif et les manches de brosses à dents (Gross and Kalra, 2002);
- La chitine et le chitosan, deux principaux composants des crustacés, des mollusques, des cuticules des insectes ainsi que des parois cellulaires de certaines espèces de champignons. Ils sont utilisés dans le domaine biomédical (Castelan, 2010; Yu et autres, 2006; Bewa, 2006);
- Les alginates, issus d'une famille d'algues brunes, sont insolubles dans l'eau (de Jong et autres, 2012).

### **1.7.2 Les protéines**

Les protéines sont des arrangements réguliers de différents acides aminés. Ce sont les constituants de la matière vivante animale, tels que la peau, les muscles, les cheveux (Jarroux, 2010). La plupart des protéines utilisées comme biopolymères le sont à l'état naturel, telles que la laine et la soie. Elles sont également issues des plantes oléagineuses (colza, tournesol, soya), des protéagineux (pois, fèves), du son de céréales (gluten) ou de tissus animaux (collagène, gélatine) ou de produits animaux (caséine) (Bewa, 2006). L'inconvénient principal de leur utilisation est leur sensibilité à l'humidité.

La caséine (protéine du lait), la gélatine, le gluten, la protéine de soja, la kératine, le collagène, la fibre de soie ou de laine sont des protéines employées comme biopolymères (Castelan, 2010; Jarroux, 2010). Le prix de revient des polymères issus de protéines est élevé.

## **1.8 Les polymères d'origine bactérienne (biopolyesters)**

Les polyesters naturels sont produits par de nombreuses variétés de bactéries et sont sensibles à la dégradation par les microbes (Castelan, 2010). Les plus étudiées sont les PHA, parmi lesquels se retrouvent les PHB et les polyhydroxyvalérates (PHV).

Le PHA est produit directement par des microorganismes, qui l'accumulent dans leurs cellules ou biologiquement, par la fermentation bactérienne de biomasse (Avérous, 2004; Gross and Kalra, 2002). Le PHB est un polymère semi-cristallin rigide (plutôt fragile) dont les propriétés mécaniques sont similaires à celles du polystyrène ou du polypropylène. C'est un produit de stockage intracellulaire des bactéries et des algues (Avérous, 2004). Le polyhydroxybutyrate-cohydroxyvalérate (PHBV) est produit par fermentation bactérienne de biomasse.

## **1.9 Les triglycérides**

Les huiles végétales sont des triglycérides et peuvent être utilisées comme biopolymères.

## **1.10 Les polymères artificiels**

Les polymères artificiels issus de l'agrochimie sont plutôt nombreux. Parmi ces polymères se retrouvent l'acide lactique, le lactide et le PLA.

### **1.10.1 Le polylactide (PLA)**

Il est obtenu à partir de l'acide lactique, qui peut être obtenu de façon chimique ou biologique (fermentation de glucides par lactobacilles) (Avérous, 2004). Il est présent dans le domaine médical, pour lequel de nombreuses applications industrielles ont été développées (Castelan, 2010), dont l'emballage (pellicules, contenants thermoformés, bouteilles à courte durée de vie) (Gross and Kalra, 2002).

Lorsqu'il est mis aux rebuts, le PLA se dégrade par hydrolyse plutôt que par l'action microbienne. Même sous des conditions de haute humidité, il est peu fréquent que ce biopolymère soit contaminé par des moisissures ou autres microbes; il devient donc intéressant pour des applications alimentaires de longue durée et se traite à la chaleur sans trop de modifications à l'équipement de fabrication (Gross and Kalra, 2002). Il se composte dans des conditions spécifiques, soit à plus de 50 °C dans un milieu humide (Avérous, 2004), idéalement dans des installations municipales (Gross and Kalra, 2002).

### **1.10.2 Autres polyesters aliphatiques et copolyesters aliphatiques aromatiques**

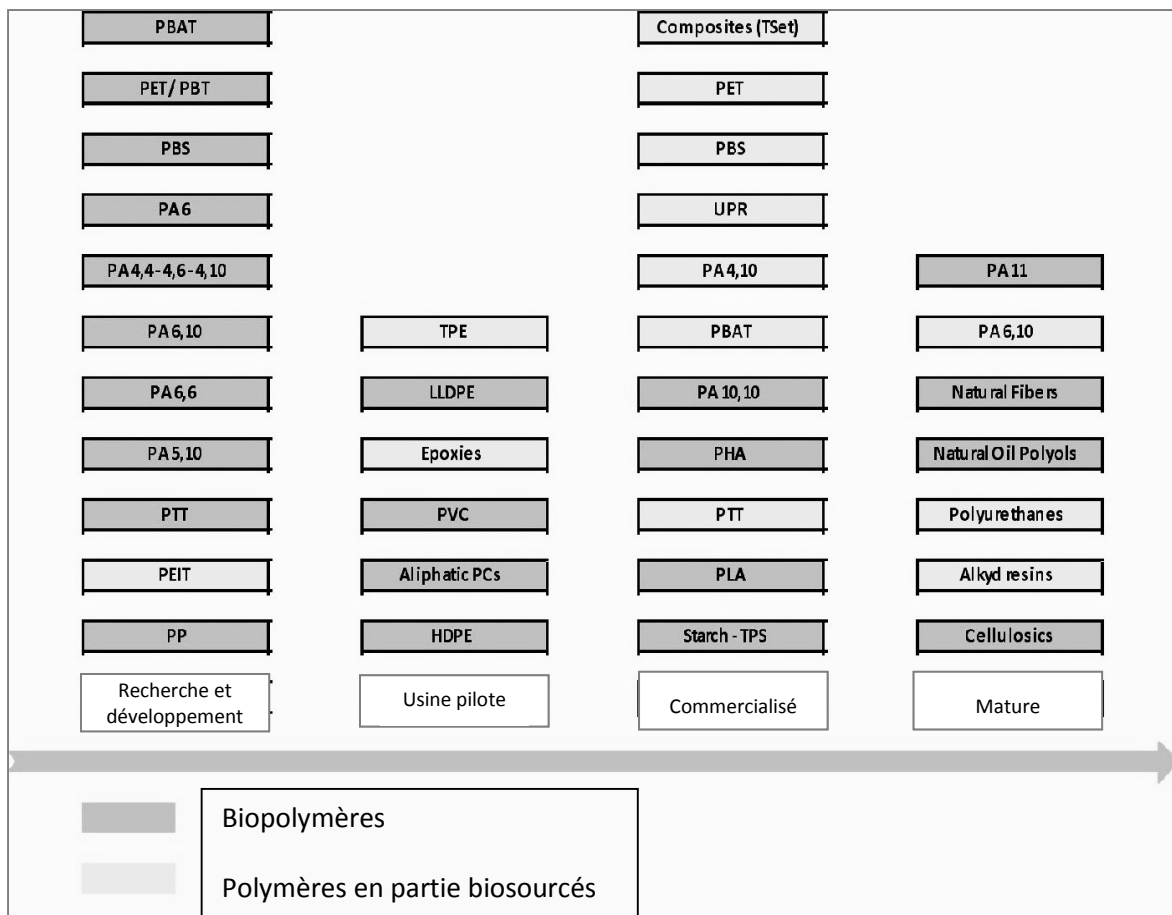
Il existe de nombreux polyesters produits par les industries, par l'entremise de fermentation, conversion microbologique et condensation à haute température. Ces polyesters ont diverses applications, comme la confection de vêtements, de tapis, de composants qui doivent être résistants à l'usure, aux taches et faciles à laver (Jarroux, 2010).

### **1.11 Mélanges**

En mélangeant les divers types de biopolymères, la vitesse de dégradation selon les conditions d'exposition et les propriétés spécifiques à un biopolymère unique peuvent être modifiées afin d'améliorer leurs propriétés. Ces mélanges sont cependant complexes puisque les biopolymères (et les polymères) sont souvent incompatibles entre eux.

Certains biopolymères commencent à attirer l'attention pour remplacer des composants soupçonnés d'avoir des impacts négatifs sur la santé humaine. Ainsi, le composé isosorbide serait candidat idéal pour remplacer le bisphénol A (BPA), relié à diverses problématiques de santé (Ravenstijn, 2010).

Des biopolymères ont réussi à percer certains marchés récemment, le reflet de futures réussites industrielles pour les biotechnologies qui permettraient de remplacer bon nombre des 280 millions de tonnes de plastiques issus de la pétrochimie. Les différentes étapes de commercialisation de plusieurs biopolymères sont illustrées dans la figure 1.7. Plusieurs biopolymères sont en élaboration. Des sacs de compostage en PLA, des sacs flexibles et autres produits de la famille des PHA pour des produits moulés par injection comme des ustensiles, des produits à base de matériaux de soya (polyoléfines) sont maintenant produits commercialement pour l'industrie de l'uréthane. Nombre d'entreprises veulent commercialiser le PBS pour des films de paillage agricole et d'emballages et les manufacturiers de boissons gazeuses se sont engagés à utiliser du PET biosourcé (Halley and Dorgan, 2011).



**Figure 1.7 Étapes actuelles de commercialisation pour divers biopolymères** (traduction libre de : Ravenstijn, 2010, p. 26)

Les biopolymères présentent des avantages pour certaines applications, plus spécifiquement en vue de faciliter la gestion des déchets issus du domaine de l'alimentation.

### 1.12 Utilisation des biopolymères

L'utilisation des biopolymères est freinée par la concurrence des polymères réguliers, peu coûteux et connus par leurs utilisateurs (Gross and Kalra, 2002). Les infrastructures permettant leur valorisation doivent également être développées et requièrent d'importants investissements; sans leur compostage ou leur recyclage, les biopolymères sont voués aux lieux d'enfouissement techniques (LET) (Gross and Kalra, 2002).

De nouveaux biopolymères doivent être développés pour pallier leurs faiblesses, dont leur non-durabilité, leur manque de force et leur prix élevé (van Beilen et Poirier, 2008). Lorsque ces

biopolymères auront atteint une masse critique en réponse à une amélioration de leur performance et des coûts de production, que le prix des produits pétrochimiques continuera de croître et que les consommateurs auront acquis une meilleure connaissance quant à leurs qualités environnementales, leur coût sera plus abordable (Song et autres, 2009).

Trois grands créneaux d'applications sont identifiés par rapport aux propriétés des biopolymères : la médecine, l'agriculture et les emballages (Rabetafika et autres, 2006). Les biopolymères sont utilisés dans des applications de courte durée, où leur biodégradabilité représente un avantage (European Bioplastics, 2012), entre autres dans des emballages alimentaires, les sacs jetables, les films de paillage agricoles, les couches jetables et même les tees de golf (Song et autres, 2009; Rabetafika et autres, 2006). Ils sont également utilisés dans des applications plus durables, telles que les textiles, les biens de consommation, les pièces automobiles et les matériaux de construction lorsque l'emphasis est mise sur l'utilisation de ressources renouvelables; les propriétés de biodégradabilité sont supprimées ou contrôlées lors de leur conception (Song et autres, 2009).

#### **1.12.1 Emballages et alimentation**

Le taux de valorisation des plastiques au Québec n'est que de 16 % (Recyc-Québec, 2012) et de 22 % en Europe (PlasticsEurope, 2012). Étant donné le faible taux de valorisation et recyclage des matériaux d'emballage à travers le monde (Mojo, 2007; Kale et autres, 2007; Avérous, 2004), les biopolymères biodégradables présentent plusieurs avantages s'ils ne sont pas enfouis. Comme l'illustre la figure 1.5, de tous les biopolymères fabriqués en 2011, 77 % étaient destinés aux services alimentaires, à l'embouteillage et à d'autres fins d'emballage. Ils sont plus spécifiquement utilisés dans les sacs à déchets et emballage, les sacs pour résidus verts et matières putrescibles, divers produits pour le service de préparation alimentaire et la restauration (tels que couverts à usage unique compostables, emballage alimentaire, pellicules plastiques, papier laminé, contenants) (Luckachan et Pillai, 2011; Gross and Kalra, 2002).

Trois types de biopolymères, soit le PLA, les polymères à base d'amidon ainsi que les polymères à base de cellulose, vivent actuellement un développement industriel pour la fabrication des emballages (Rabetafika et autres, 2006). Certaines de ces applications sont citées dans le tableau 1.3.

**Tableau 1.3 Propriétés spécifiques des biopolymères et les applications attendues** (Compilation, d'après : Rabetafika et autres, 2006, pp.191 et 193)

Propriétés spécifiques des biopolymères et les applications attendues		
Biopolymères	Propriétés particulières	Applications ciblées
Polymères à base d'amidon	Antistatique, anticondensation, toucher naturel	Emballages et sacs, pellicules alimentaires, produits d'hygiène, sacs de pommes de terre, couverts jetables, plateaux de légumes, filets
Polymères à base de cellulose	Transparence, antistatique	Emballages pellicule alimentaires, pellicules diverses
Polymères à base de protéines	Comestible, grande diversité chimique des acides aminés, perméabilité sélective aux gaz	Galénique, emballages alimentaires
Polymères à base d'huile	Siccativité	Peinture, vernis
Polymères de synthèse à base d'acide lactique	Anticondensation, brillance, antibactérien	Raviers et pots, bouteilles d'eau et de lait, gobelets jetables, fenêtres transparentes d'emballage, emballages divers, textiles
Polyesters bactériens (polyhydroalcanoates)	Propriétés piézoélectriques, antioxydantes, insolubilité dans l'eau	Emballage cosmétique, pellicules, raviers et couverts jetables, médical, matériau ostéosynthétique, emballage rigide
Caoutchouc	Élastomère	Vulcanisation

### 1.12.2 Domaine médical

Les premières applications des biopolymères sont médicales; leur cout élevé de départ se justifie dans ces applications à haute valeur ajoutée (Rabetafika et autres, 2006). Les applications médicales sont nombreuses, plusieurs biopolymères étant biocompatibles en plus d'être biodégradables. Elles sont utilisées pour l'encapsulation de médicaments à libération contrôlée, les fils de suture, les vêtements et accessoires médicaux, la peau artificielle, les vis et ligaments artificiels (Luckachan et Pillai, 2011; Castelan, 2010). Plusieurs types de biopolymères sont actuellement employés dans le domaine médical, dont le PLA, le PGA, les PHA et la cellulose (Luckachan et Pillai, 2011; Rabetafika et autres, 2006).

### 1.12.3 Agriculture et horticulture

Il existe plusieurs applications agricoles pour les bioplastiques, parmi lesquelles se retrouvent les films de paillage au sol, les pots et les ficelles, la libération contrôlée de pesticides et nutriments, le conditionnement de sols, la protection de semences, les plateaux à semences, les sacs d'engrais, les

cordes pour les cultures marines ainsi que les pellicules destinées à la protection de plants (Luckachan et Pillai, 2011; Jarroux, 2010; Castelan, 2010).

En agriculture marine, les biopolymères sont employés pour confectionner les cordes et les filets de pêche. Ils sont également utilisés comme supports pour les cultures marines (Rabetafika et autres, 2006).

Les films de paillage agricoles permettent de favoriser la croissance des plantes, en réduisant l'évaporation de l'eau, en réduisant les mauvaises herbes et en augmentant la température du sol. Les frais liés à l'enlèvement de ces films représentent des coûts supplémentaires à la production; leur biodégradabilité en humus permet donc de réduire les coûts tout en optimisant la production agricole (Jarroux, 2010; Rabetafika et autres, 2006). Des gains économiques et environnementaux évidents sont obtenus.

La libération contrôlée de produits chimiques, dans l'agriculture, est avantageuse pour l'environnement. En utilisant des biopolymères, il est possible de contrôler la quantité de produits émis, la période d'émission, leur emplacement et donc leur efficacité. Ils permettent d'utiliser moins de produits et de limiter les déversements dans l'environnement (infiltration, volatilisation, dégradation) (Jarroux, 2010). Les polymères couramment utilisés en agriculture sont l'amidon, la chitine, l'acide alginique, la cellulose et la lignine (Luckachan et Pillai, 2011; Jarroux, 2010).

#### **1.12.4 Autres applications**

Les biopolymères sont sporadiquement utilisés pour des applications plus spécifiques, tels que dans l'industrie automobile, l'électronique ou encore la construction, mais également pour des biens de consommation de courte durée comme les couches-culottes et les produits d'hygiène féminine (Luckachan et Pillai, 2011; Rabetafika et autres, 2006). Des fibres destinées à l'ameublement et aux vêtements sont également développées (Luckachan et Pillai, 2011).



## **2 LA BIODÉGRADABILITÉ**

Les polymères issus de la pétrochimie, tels que le polyéthylène (PE) et le polypropylène (PP), persistent dans l'environnement de nombreuses années après leur mise au rebut. Les polymères sont également souvent souillés par des aliments ou d'autres substances les rendant peu ou pas recyclables (Gross and Kalra, 2002). Plusieurs biopolymères, pour leur part, peuvent se dégrader dans un environnement favorable grâce à l'entremise de bactéries, champignons et algues.

La propriété de biodégradabilité est une fonctionnalité qui touche l'étape de fin de vie des produits. La biodégradabilité peut être avantageuse pour certaines applications, notamment lorsqu'il est préférable d'un point de vue technique, économique et environnemental de laisser le matériau dans le sol (par exemple, les films de paillage agricoles) (Castelan, 2010).

### **2.1 Biodégradation**

La biodégradation peut être décrite comme un phénomène de dégradation, de décomposition de matières organiques par une perte des propriétés mécaniques et une modification chimique (photodégradation, oxydation, hydrolyse, thermodégradation) ainsi que par l'action des microorganismes (bactéries, enzymes, champignons) qui permettra au matériau dégradé d'être converti en dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ), en eau ( $\text{H}_2\text{O}$ ) ou en méthane ( $\text{CH}_4$ ) et éventuellement en biomasse et résidus (Luckachan et Pillai, 2011; Castelan, 2010; Jarroux, 2010; Song et autres, 2009; Krzan et autres, 2006; Jayasekara et autres, 2005; Gross and Kalra, 2002).

L'action de biodégradation peut être mesurée par des tests standardisés au cours d'une période déterminée, et ce, dans des conditions simulant l'environnement final dans lequel le polymère sera disposé, selon le standard ASTM D6813 (Song et autres, 2009). La norme ASTM D 6400-99 définit le plastique biodégradable comme étant un plastique dont le résultat de biodégradation sera issu de l'action de microorganismes présents dans la nature comme les bactéries, les champignons et les algues (Luckachan et Pillai, 2011).

### **2.2 Emballages compostables**

Les plastiques et emballages compostables peuvent être définis comme étant des emballages qui, une fois introduits dans un environnement de compostage industriel avec d'autres matières putrescibles, se dégradent sans inconvénient (European Bioplastics, 2009a).

Il existe différentes normes quant à la compostabilité des polymères, dont trois principales : NF EN 13 432 : 2000 (Caractérisation des emballages valorisables par compostage et biodégradation), ISO 17 088 : 2012 (Spécifications pour les plastiques compostables) et BNQ 9011-911/2007 Sacs en plastique compostables.

La norme européenne NF EN 13 432 fixe les caractéristiques qu'un matériau doit présenter pour être défini comme compostable. Elle se base sur quatre caractéristiques :

1. la biodégradabilité;
2. la désintégration en cours de traitement biologique;
3. l'effet sur le processus de traitement biologique; et
4. l'effet sur la qualité du compost ainsi obtenu (Comité européen de normalisation, 2000).

Cette norme indique également que pour évaluer la possibilité de traiter biologiquement des emballages, cinq aspects doivent être évalués :

1. La caractérisation, soit la composition du matériau (matière organique minimum de 50 %), sa teneur en métaux lourds ainsi qu'en carbone organique;
2. La biodégradabilité des matériaux dans un délai déterminé : les tests de mesure de la biodégradation utilisés sont les tests ISO 14 855 ou ISO 14 852 par évaluation de CO<sub>2</sub> dégagé et ISO 14 851 par mesure d'O<sub>2</sub> absorbé. Le seuil acceptable de biodégradabilité est de 90 % sur une période maximale de 6 mois;
3. La désintégration : l'emballage doit se désintégrer au cours d'un processus biologique de traitement des déchets, ce qui sera évalué par compostage en essai pilote (ISO FDIS 16 929). La masse de fragments retenue sur un tamis de 2 mm ne doit pas dépasser les 10 % de la masse initiale du matériau après 12 semaines;
4. Qualité du compost : l'emballage ne doit pas avoir d'impact négatif sur la qualité du compost obtenu, selon des paramètres physicochimiques définissant la qualité du compost (la masse volumique, la teneur totale en solides secs, la teneur en solides volatils, la teneur en sel, le pH, la présence d'azote total, d'azote ammoniacal, de phosphore, de magnésium et de potassium).

5. L'identification : l'emballage destiné à entrer dans le flux des déchets biologiques doit être reconnaissable (identifiable) comme compostable ou biodégradable par l'utilisateur final par des moyens appropriés (Comité européen de normalisation, 2000).

## 2.3 La chimie de la dégradation

La biodégradation des polymères se fait en deux étapes, soit la détérioration du polymère (biofragmentation) puis la bioassimilation (minéralisation) (Krzan et autres, 2006). Le mécanisme de biodégradation est illustré à la figure 2.1.

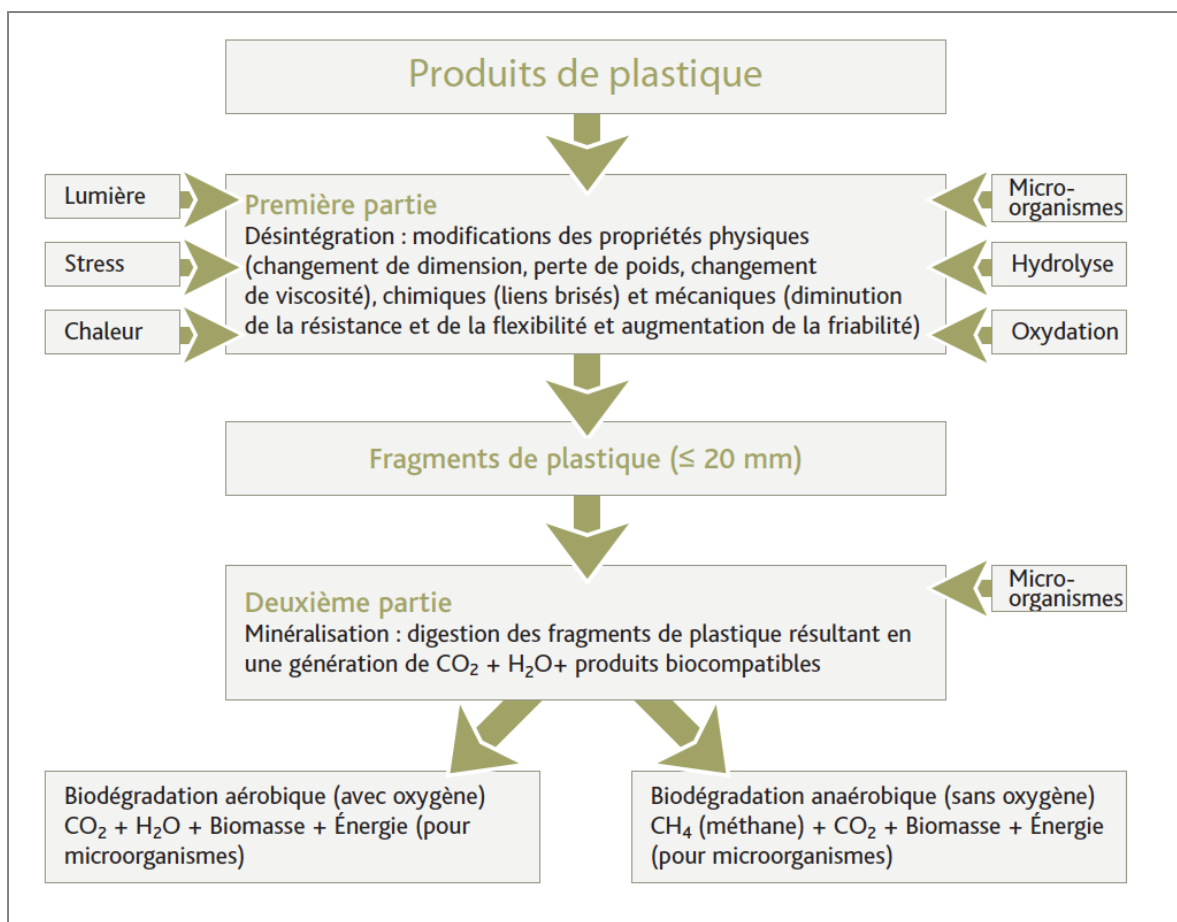


Figure 2.1 Schéma simplifié du processus de dégradation d'un plastique (tiré de : Taillefer, 2007, p.8)

### 2.3.1 Première étape : détérioration du biopolymère (biofragmentation)

Cette étape correspond soit à une détérioration physicochimique du produit (mécanique, chimique ou thermique, telle que stress, lumière ou chaleur) ou à une biofragmentation du produit par des

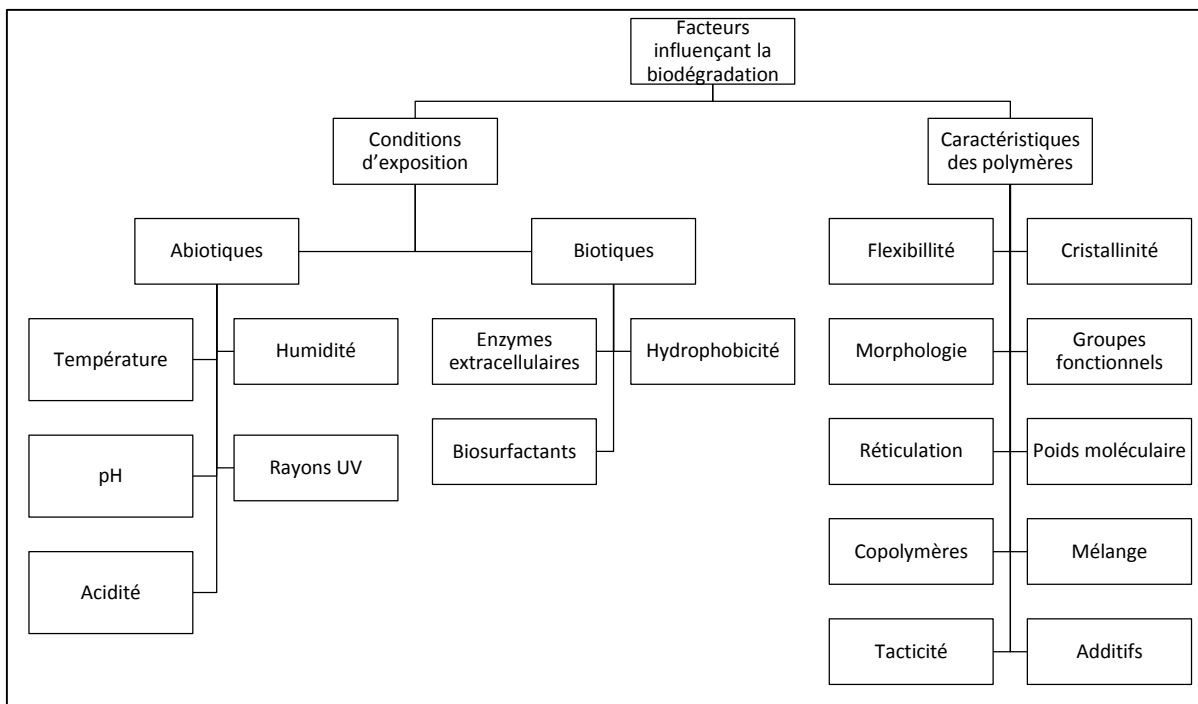
êtres vivants (vers de terre, bactéries, champignons, insectes). Le résultat de cette biofragmentation, soit le morcèlement, permet d'augmenter la surface qui sera en contact avec les microorganismes lors de la seconde étape (Luckachan et Pillai, 2011; Castelan, 2010; Krzan et autres, 2006).

### **2.3.2 Seconde étape : bioassimilation, minéralisation**

La bioassimilation, soit la digestion du matériau par les microorganismes et les enzymes, permet de transformer le polymère en métabolites qui sont assimilés par les microorganismes et enzymes, pour finalement être minéralisés. Le processus de minéralisation, nécessaire pour que soit complet le processus de biodégradation, résultera en molécules simples comme le  $\text{CO}_2$ , le  $\text{CH}_4$ , l' $\text{H}_2\text{O}$  et une nouvelle biomasse (Luckachan et Pillai, 2011; Castelan, 2010; Krzan et autres, 2006). Les tests de biodégradation utilisent la quantification des émissions produites pour confirmer le taux de dégradation, prouvant que le matériel entre dans un cycle du carbone et ne s'est pas tout simplement détérioré en particules microscopiques persistant dans l'environnement (Krzan et autres, 2006).

### **2.4 Paramètres influençant la biodégradation**

La biodégradation est influencée par un certain nombre de facteurs, lesquels sont dépendants du milieu (les paramètres physicochimiques et microbiologiques dans lesquels se retrouve le polymère) ainsi que des propriétés des polymères (Stevens, 2003). La figure 2.2 résume les différents éléments pouvant affecter la biodégradation.



**Figure 2.2 Facteurs affectant la biodégradation des polymères** (Compilation et traduction libre, d'après : Kijchavengkul and Auras, 2008, p.799; Kale et autres, 2007).

#### 2.4.1 La structure et les propriétés des polymères

La structure chimique des biopolymères leur confère leur dégradabilité ou leur stabilité dans l'environnement (Castelan, 2010; Kijchavengkul and Auras, 2008). Pour qu'un polymère puisse être biodégradable, une partie de sa chaîne (voir la section 1.3 Les polymères) doit être similaire à des substances présentes dans l'environnement, permettant ainsi aux microorganismes de briser la chaîne avec des enzymes existants pour les utiliser comme source d'énergie (Kijchavengkul and Auras, 2008). Par exemple, des microorganismes brisent l'amidon pour en utiliser le glucose qui sera brisé en deux molécules d'acide pyruvique ( $\text{CH}_3\text{-CO-COOH}$ ), puis fermenté en acide lactique ou converti en  $\text{CO}_2$  pour générer de l'énergie (Kijchavengkul and Auras, 2008).

Les polymères issus de la famille des polyoléfinés (PP, HDPE, LDPE, LLDPE) et des vinyloxy, contenant des chaînes de carbone, sont très stables et résistants à la dégradation. En comparaison, les polyesters biodégradables (PLA, PHA) ont des liens estériques les rendant dégradables chimiquement grâce à l'eau (hydrolyse) (Kijchavengkul and Auras, 2008).

Les conditions de transformation (pressions, températures) et les additifs incorporés (plastifiants, lubrifiants, matières colorantes, protecteurs UV) créeront des matériaux aux caractéristiques différentes, modifiant également le processus de biodégradation (Castelan, 2010).

### **Taille et forme**

La taille et la forme du polymère ont un rôle dans la biodégradation; des polymères de plus grandes surfaces se dégraderont plus rapidement si une plus grande proportion du polymère est en contact avec l'humidité et les microorganismes, permettant l'hydrolyse et la dégradation enzymatique (Kale et autres, 2007).

### **Structure et flexibilité**

La flexibilité d'un polymère indique combien d'énergie est requise pour faire pivoter des molécules autour d'un lien et combien il est aisé de déplacer des atomes plus près ou plus loin des autres. Si une chaîne est plus flexible, plus de sites seront accessibles pour que le processus d'hydrolyse prenne place et que les enzymes s'y installent (Kale et autres, 2007).

### **Cristallinité**

Les réactions d'hydrolyse sont possibles grâce à l'infiltration d'eau dans le polymère, ceci dans des régions amorphes, qui sont plus flexibles alors que les régions cristallines sont hydrofuges (Castelan, 2010; Kale et autres, 2007).

### **Poids moléculaire**

En général, les polymères sont à l'abri des attaques microbiennes si leur poids moléculaire est élevé (la masse du PLA  $\geq 20\,000$  Dalton), puisque les molécules sont trop grandes pour permettre l'entrée des microorganismes. Les microorganismes peuvent dégrader les parties de faible poids moléculaire, qui sont ensuite métabolisées. Les biopolymères naturels, tels que l'amidon et la cellulose, sont attaqués directement par les enzymes produits par les microorganismes qui dépolymérisent directement la structure. D'autres polymères biodégradables seront dégradés par hydrolyse ou photodégradation avant de pouvoir être dégradés par microorganismes (Chandra and Rustgi, 1998).

## **Composition copolymérique**

Finalement, s'il s'agit d'un copolymère, sa dégradation sera dépendante des différents monomères qui le composent. En général, en augmentant l'irrégularité des chaînes, la cristallinité sera réduite et la biodégradabilité est accrue, à moins d'ajouter des structures qui permettent la rigidité à la chaîne (Kale et autres, 2007).

### **2.4.2 Conditions d'exposition**

#### **Eau et humidité**

L'eau et l'humidité peuvent affecter la biodégradation de deux façons. Premièrement, l'eau est requise pour la croissance et la reproduction des microorganismes; lorsqu'il y a de l'humidité, il devrait y avoir de l'activité microbienne et les polymères devraient se dégrader plus rapidement. Deuxièmement, l'hydrolyse joue un rôle important dans la dégradation de certains polymères et l'hydrolyse devrait augmenter dans des environnements humides, permettant d'augmenter le nombre de sites disponibles pour les microorganismes (Kale et autres, 2007).

#### **Acidité**

Pour les polymères hydrodégradables, la réaction peut être modifiée par le pH. Par exemple, le taux d'hydrodégradation du PLA est plus lent à un pH de 5,0 et plus rapide dans des solutions plus alcalines ou plus acides (Auras et autres, 2004). À leur tour, les produits de dégradation tels que l'acide lactique issu du PLA, peuvent modifier le pH de l'environnement. Des changements dans le pH peuvent changer non seulement le degré d'hydrodégradation, mais également la croissance de microorganismes (Kale et autres, 2007).

#### **Température**

La température est un facteur notoire dans le contrôle de la biodégradation, puisque le taux de réaction de l'hydrolyse et l'activité microbienne s'accroissent lorsque la température augmente. Si les températures sont trop élevées, l'activité microbienne diminue ou s'arrête. Les microorganismes peuvent croître et se reproduire de façon optimale à différentes températures (Kale et autres, 2007).

### **Conditions aérobie ou anaérobie**

Lors de la biodégradation aérobie, les microorganismes utilisent l'oxygène et consomment le carbone du biopolymère comme source alimentaire; il en résulte du CO<sub>2</sub> et de l'eau, ce qui correspond à une oxydation biologique enzymatique. Cette réaction domine si un haut taux d'oxygène (au moins 6 %) est présent. Si le taux d'oxygène est moindre, les microorganismes aérobies modifient leur taux de métabolisation, ce qui implique une réduction du taux de biodégradation. En condition anaérobie, des microorganismes consomment du carbone du polymère et évacuent du CH<sub>4</sub> et du CO<sub>2</sub>. Chaque type de microorganisme peut consommer du carbone de biopolymères à différentes vitesses; la biodégradation en condition aérobie peut différer totalement que celle de conditions anaérobies (Kale et autres, 2007).

### **Paramètres microbiologiques**

La densité de la population (concentration) microbiologique, le conditionnement antérieur (adaptation et acclimatation), la distribution dans l'espace, la diversité microbienne et des métabolismes auront un grand impact sur la biodégradation (Castelan, 2010). Par exemple, les enzymes adoptent des sites de formes variées et ont donc des affinités plus grandes de biodégradation pour certains polymères. Les moisissures *Aspergillus Niger* et *Aspergillus Flavus* produisent des enzymes qui dégradent des polyesters spécifiques (issus de monomères diacides ayant de 6 à 12 atomes de carbone) plus rapidement que ceux issus d'autres monomères (Chandra and Rustgi, 1998). Divers microorganismes consomment donc des polymères spécifiques à des vitesses différentes (Kale et autres, 2007).

D'autres paramètres physicochimiques du milieu de dégradation ont un impact, dont le milieu (enfoui dans la terre, surface du sol, eau douce, mer, composteur), la teneur en agents nutritifs (azote, phosphore), les conditions de mélange et de turbulence et la salinité (Castelan, 2010).

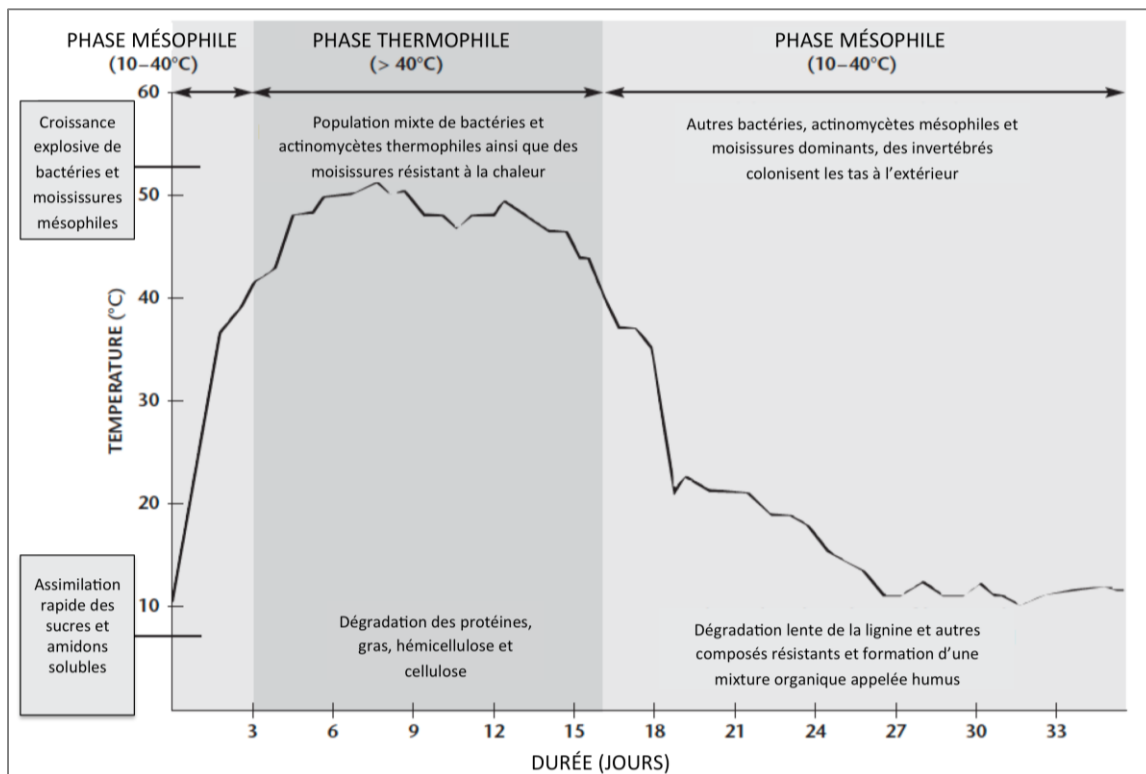
#### **2.4.3 Compostabilité**

Le compostage est un processus naturel par lequel les matières organiques se décomposent en une substance foncée riche en éléments nutritifs appelée humus, un amendement pour le sol. La décomposition se fait principalement par des microorganismes (mésophiles et thermophiles), dont les bactéries, moisissures et actinomycètes (Kijchavengkul and Auras, 2008).



Ce processus requiert du carbone, de l'azote, de l'eau et de l'oxygène. Les microorganismes utilisent le carbone comme source d'énergie et l'azote pour construire leurs structures cellulaires. Pour la reproduction des microorganismes thermophiles, un ratio de 30:1 carbone azote (C:N) est idéal et permet d'accélérer le processus de compostage (Trautmann and Krasny, 1997).

Le compostage se déroule sur trois phases : la première, mésophile, qui dure quelques jours, puis une phase active de compostage pendant laquelle la température s'accroît et demeure élevée (s'il y a de l'oxygène), entraînant une activité microbiologique intense. Lors de la dernière étape, celle de maturation (ou étape mésophile), la température décroît, mais le compostage des matériaux se poursuit à une vitesse ralentie (Kijchavengkul and Auras, 2008; Trautmann and Krasny, 1997). La figure 2.3 illustre la progression de la température pendant le processus de compostage.



**Figure 2.3 Les trois phases du compostage thermophile** (traduction libre de : Trautmann and Krasny, 1997, p. 2).

Le ratio C:N décroît graduellement de 30:1 à 15:1 vers le compost mature; lorsque les microorganismes consomment la biomasse, deux tiers du carbone sont soutirés et réémis en CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère alors que l'azote sera recyclé en nouveaux microorganismes (Trautmann and Krasny, 1997). Lors de carences d'oxygène, le processus de décomposition devient anaérobie; le

résultat deviendra du biogaz principalement composé de CH<sub>4</sub>, de sulfure d'hydrogène ainsi que du digestat, un amendement de sol similaire au compost (Kale et autres, 2007; Trautmann and Krasny, 1997). Le biogaz peut être utilisé pour produire de la chaleur, de l'électricité et du CO<sub>2</sub> (Kale et autres, 2007).

Le compost peut être produit à grande échelle, dans des équipements industriels, ou à petite échelle dans des installations résidentielles (Kale et autres, 2007).

Le compostage domestique implique des températures plus faibles que le compostage industriel, la température de la pile de compost étant souvent inférieure pour passer à la phase thermophile; la durée du processus de décomposition pourrait aller jusqu'à six mois (Kijchavengkul and Auras, 2008).

Un biopolymère est compostable s'il se dégrade à la suite de processus biologiques ayant lieu lors du compostage; il en résultera du CO<sub>2</sub>, de l'eau, des composés inorganiques et de la biomasse, dans un délai compatible avec ceux d'autres matériaux compostables (les déchets verts) et il ne laissera pas de résidus toxiques ou visibles à l'œil nu (Luckachan et Pillai, 2011; Castelan, 2010; Song et autres, 2009).

#### **2.4.4 Oxodégradation (biofragmentation)**

Un processus souvent associé avec d'autres types de dégradation et qui implique la réaction du polymère avec l'oxygène (Krzan et autres, 2006). La section 1.5 explique plus en détail le concept d'oxodégradation.

#### **2.4.5 Photodégradation**

Un polymère dont la dégradation initiale se fait par l'entremise de la lumière (UV), même si la dégradation subséquente s'effectue par des microorganismes ou une réaction chimique, est nommé photodégradable (Jayasekara et autres, 2005). Ce type de dégradation est habituellement induit par l'ajout d'additifs photosensibles qui relâchent des radicaux libres sous l'exposition aux rayons UV du soleil (Krzan et autres, 2006).

#### **2.4.6 Hydrodégradation ou hydrolyse**

C'est un processus de dégradation qui requiert des groupes hydrolysables qui absorbent l'humidité de leur environnement et mènent vers une coupure de la chaîne polymérique (Krzan et autres,









2006). L'hydrolyse crée des scissions dans les chaînes polymériques, ce qui cause rapidement des réductions de poids moléculaire; cette réaction accélère la biodégradation puisque les molécules de petite taille sont plus susceptibles d'être touchées par des réactions enzymatiques (Kijchavengkul and Auras, 2008).

## **2.5 Les normes de biodégradabilité**

Comme décrit par Song et autres (2009) ainsi que Krzan et autres (2006), des normes ont été développées par différents organismes de standardisation pour s'assurer que les assertions de biodégradabilité puissent être uniformes et reconnues. La liste des différentes normes de l'*American Society for Testing and Materials* (ASTM) créées par le comité D20.96 sur les plastiques et produits biosourcés dégradables en environnement est présentée en annexe 1. Les différents organismes de normalisation travaillent à leur tour à rendre ces normes harmonisées (Krzan et autres, 2006).

Une norme est un document officiel rédigé par un organisme accrédité pour définir les critères à atteindre pour des produits ou des procédés désirant répondre à cette norme. Les normes ne représentent pas d'exigences légales; ce sont les entreprises qui doivent démontrer que leurs produits atteignent les exigences de la norme (Taillefer, 2007). Il existe également des programmes de certification qui permettent de volontairement y souscrire. Ces certifications sont portées par des organisations indépendantes qui testent les matériaux ou produits et qui émettent un certificat pour garantir la conformité du produit à une série de critères prédéfinis (Taillefer, 2007; Krzan et autres, 2006). Les certifications sont également accompagnées d'une étiquette (label) pouvant être apposée sur le produit permettant au consommateur de reconnaître facilement la correspondance à la certification et de rassurer les utilisateurs de ces matériaux et produits quant à leur nature (à composter, enfouir dans le sol, traiter en milieu aqueux, déposer en LET, etc.) (Madival et autres, 2009; Krzan et autres, 2006). Le tableau 2.1 présente les différents logos associés aux certificats de compostabilité.

**Tableau 2.1 Organismes de certification, normes de référence et logos associés** (traduit de : European Bioplastics, 2009a, pp.7-8)

Organisme de certification	Norme de référence	Logo associé
BNQ (Canada)	BNQ 9011-911/2007 Sacs en plastique compostables	 The logo features a stylized leaf inside a circular arrow, with the word "COMPOSTABLE" and the website "www.compostable.info" below it.
DIN Certco (Allemagne) AFNOR (Royaume-Uni) Keurmerkinstituut (Pays-Bas) COBRO (Pologne) ABA (Australie)	EN 13 432 : 2000 Emballages – exigences relatives aux emballages valorisables par compostage et biodégradation	 The logo shows a stylized leaf with a circular arrow around it, and a registered trademark symbol.
Vincotte (Belgique)	EN 13 432 : 2000	 The logo consists of two parts: on the left, a green square with three white arrows pointing down and the text "OK compost" and a leaf; on the right, a black square with a white checkmark, the text "S269", and "VINÇOTTE" below it.
Jätelaito-syhdistys (Finlande)	EN 13 432 : 2000	 The logo is a green apple with a smiling face and a leaf on top.
Certiquality /CIC (Italie)	EN 13 432 : 2000	 The logo features two circular seals. The left one says "PRODOTTO CERTIFICATO CERTIQUALITY DT 46". The right one says "compostabile CIC". Below the seals, it reads "COMPOSTABILITÀ CONFORME ALLA NORMA UNI EN 13432:2002".
Avfall Norge (Norvège)	EN 13 432 : 2000	 The logo shows a circular arrow with a green arrow pointing up and a red arrow pointing down, with the text "CERTIFIERAD ÅTERVINNING" in the center.
BPI (États-Unis)	ASTM D6400-04 Exigences relatives aux emballages valorisables par compostage et biodégradation	 The logo features a circular arrow with a leaf inside, the word "COMPOSTABLE" in large letters, and "BPI   US COMPOSTING COUNCIL" below it.
JBPA (Japon)	GREENPLA identification system Composantes biodégradables	 The logo shows a green apple with a leaf on top, and the Japanese text "グリーンプラ" (Greenpla) below it.

Une des normes les plus utilisées pour les plastiques compostables est la norme D 6400 *Standard Specification for Compostable Plastics* pour des produits clamant la biodégradabilité sous des conditions de compostage. Les normes émises en Europe, au Japon, en Corée, en Chine et Taiwan sont conformes à cette norme (Song et autres, 2009). Au niveau international, l'organisation internationale de normalisation *International Standards Organization* (ISO) a développé la norme ISO 17 088, Spécification pour les plastiques compostables, harmonisée avec les normes étatsunienne et européenne (Song et autres, 2009). La norme européenne EN 13 432 Exigences relatives aux emballages valorisables par compostage et biodégradation est similaire à la norme ASTM D6400. Finalement, il existe une norme assurant la biodégradabilité de plastiques non flottants visant les environnements marins, soit la norme ASTM D7081 (SPI Bioplastics Council, 2013).

La norme EN 13 432 spécifie les exigences et les méthodes permettant de déterminer la possibilité de composter et de traiter en anaérobiose les emballages et les matériaux d'emballage en examinant quatre caractéristiques :

1. la biodégradabilité;
2. la désintégration en cours de traitement biologique;
3. l'effet sur le processus de traitement biologique; et
4. l'effet sur la qualité du compost ainsi obtenu (Comité européen de normalisation, 2000).

Les exigences de base pour ces normes internationales visant la dégradation complète des emballages en condition de compostage sont les suivantes :

- I. Conversion en CO<sub>2</sub>, eau et biomasse;
- II. Le pourcentage de biodégradation du matériau d'essai doit être égal à 90 % au total au moins ou à 90 % de la dégradation maximale d'une substance de référence appropriée une fois qu'un plateau a été atteint tant pour le matériau à l'essai que pour la substance de référence;
- III. Durée : La période d'application de l'essai indiquée dans les méthodes d'essai doit être au maximum de 6 mois, démontrant un taux de biodégradation comme les matériaux naturels (feuilles, papier, herbe, restes de table);

- IV. Après un processus de compostage de douze semaines au plus, un maximum de 10 % de la masse sèche initiale du matériau soumis à un essai de tamisage peut faire l'objet d'un refus pour un vide de maille supérieur de 2 mm;
- V. Pour assurer la sécurité, en utilisant le guide 208 de l'OCDE, un test sur des germinations (nombre de plantes germées) et la biomasse végétale du compost échantillon et du compost témoin permet de les comparer en nombre dans tous les taux de mélange. Le taux de germination et la biomasse sont calculés en pourcentage des valeurs correspondantes obtenues avec le compost témoin (Comité européen de normalisation, 2000).

Les polymères biodégradables représenteraient des avantages lorsque leurs applications présentent peu ou pas de potentiel de réutilisation ou de recyclage, telles que le paillage agricole, les solutions médicales et les applications alimentaires jetables, puisque les matériaux souillés sont difficilement recyclables et que les installations permettant leur récupération sont plutôt absentes sur le marché. Le plus grand obstacle à la création de réels avantages à l'utilisation de matériaux biodégradables demeure l'ultime lieu de fin de vie; les polymères biodégradables nécessitent un environnement favorable afin d'être biodégradés. Disposées en LET, elles relâcheront des GES et représenteront un fardeau additionnel à l'environnement. La mise au point de polymères biodégradables demeure discutable; dans l'optique d'un produit fragmentable, qui pour l'instant n'a pas démontré de biodégradabilité, le matériel pourrait persister dans l'environnement tout en se désagrégeant en particules fines.

### **3 LES POLYMÈRES, BIOPOLYMÈRES ET LEURS IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT**

L'ubiquité des plastiques dans la vie quotidienne a un impact important sur l'environnement : sa présence contribue aux 746 kilos de matières résiduelles générées par Québécois et enfouies chaque année (Recyc-Québec, 2012), matières responsables d'une génération de GES supplémentaires suite à leur transport vers un lieu d'enfouissement. L'enfouissement et le recyclage ne tiennent pas compte d'un troisième lieu ultime pour ces résidus, l'environnement urbain et naturel. Ainsi, lorsque des contenants appropriés pour les matières résiduelles ne sont pas à la portée du consommateur, ils sont disposés aisément dans la nature. Ces polymères, choisis pour leur durabilité, perdurent dans l'environnement selon leurs caractéristiques ainsi que l'environnement dans lequel ils sont abandonnés.

Les impacts les plus reconnus sur l'environnement sont reliés à l'enchevêtrement, l'ingestion, la suffocation et un affaiblissement général des animaux; ces impacts sont reliés à la perception du public d'événements d'échouage.

Selon Moore (2008), un total de 267 espèces d'organismes marins, au niveau planétaire, est affecté par des débris de plastique, un nombre qui augmentera au fur et à mesure que seront évaluées des espèces de plus petite taille. Il a été démontré que les polymères se fragmentent dans l'environnement et sont ingérés par la faune (Barnes et autres, 2009). Les tortues de mer, 26 espèces de cétacés et presque la moitié de toutes les espèces d'oiseaux de mer ingèreraient ou s'enchevêtreraient dans des déchets de plastique (Moore, 2008). Selon une revue faite par Todd et autres (2010), les mammifères marins, les tortues, les oiseaux de mer et les crustacés seraient particulièrement affectés par les déchets plastiques marins.

Les problématiques moins reconnues sont les risques encourus par les transports marins, les pêcheries et autres activités maritimes. Les espèces envahissantes, transportées par des débris de plastique flottant ou coulant au fond malgré leur flottabilité, représentent également une problématique importante reliée à la pollution des polymères dans les océans; ces espèces pourraient mettre en péril des espèces endémiques dans les environnements côtiers.

Les aspects techniques, économiques et sociaux (par exemple, l'impact de la production des produits biosourcés sur les prix des denrées alimentaires), bien qu'importants, ne seront pas étudiés bien qu'ils fassent partie inhérente des impacts qu'ont les biopolymères sur la société.

### **3.1 Avantages et inconvénients reliés à l'utilisation des polymères fragmentables**

L'utilisation de biopolymères permet de réintroduire les polymères dans le cycle du carbone; les ressources fossiles sont également renouvelables, mais à raison d'un cycle de millions d'années. Le taux de consommation des ressources fossiles étant plus rapide que leur renouvellement, le cycle du carbone est déséquilibré dans notre consommation fossile. En comparaison, les biopolymères, fabriqués à partir de maïs et d'amidon, peuvent être reconvertis en biomasse presque aussi rapidement (Kijchavengkul and Auras, 2008).

L'impact visuel des déchets sauvages risque peu d'être réduit avec l'utilisation de biopolymères, puisque les déchets sauvages qui se retrouvent dans les arbres ou sur le béton ne sont pas exposés à un niveau suffisant d'organismes microbiologiques pour s'y décomposer. Cette problématique risque même de s'accroître si les consommateurs croient que les biopolymères (ou polymères biofragmentables) vont disparaître rapidement dans l'environnement (Environment Australia, 2002).

Les émissions de GES de l'industrie pétrochimique peuvent être réduites; selon plusieurs analyses de cycle de vie (voir le chapitre 5 suivant, Analyses de cycle de vie), les technologies visant la production de biopolymères consommeraient moins d'énergie, permettant de réduire les émissions de GES qui y sont associées en comparaison aux équivalents issus de la pétrochimie. Les technologies de fabrication des polymères ainsi que des biopolymères devraient s'optimiser; les nouvelles méthodes d'exploitation pétrochimique (sables bitumineux, exploration en haute mer, exploration arctique) auront toutefois un défi de taille à relever pour atteindre la même efficacité que les biopolymères (de Jong et autres, 2012).

En contrepartie, les biopolymères émettent des biogaz lorsqu'ils sont enfouis et peuvent contribuer aux émissions de GES. Le biogaz récupéré pour la cogénération d'énergie et de chaleur représente une source d'énergie renouvelable, puisque son contenu en carbone provient d'une absorption dans l'atmosphère. Lorsque ces biogaz ne sont pas récupérés, une émission supplémentaire de CH<sub>4</sub> et de CO<sub>2</sub> en résulte (Environment Australia, 2002).

Bien que les biopolymères biodégradables soient conçus dans un esprit de compostage en fin de vie, leur utilisation permettrait l'augmentation théorique de la capacité des sites d'enfouissement, en se décomposant dans une période relativement courte et en libérant d'autres matériaux tels que



les aliments pour la dégradation (Environment Australia, 2002). Leur utilisation dans l'industrie alimentaire permet, pour sa part, de faciliter la valorisation par différentes méthodes de recyclage (dont le compostage ou la biométhanisation) sans avoir à investir dans des activités coûteuses de tri des matières, pour lesquelles peu d'industriels sont enclins à investir; pour un compost (ou un digestat) de qualité, un tri doit tout de même être effectué afin de ne conserver que les matières réellement putrescibles. Au Québec, l'enfouissement de matières putrescibles doit cesser d'ici 2020. L'utilisation de matériel biodégradable représente donc une mesure incitative supplémentaire pour faciliter et améliorer la gestion des matières putrescibles, le produit final pouvant être utilisé comme substrat.

### **3.2 Problématiques environnementales reliées aux biopolymères**

La biodégradabilité des biopolymères est avantageuse dans l'optique où des installations sont disponibles pour composter ces matériaux. S'ils doivent être transportés dans un site de compostage distant, la quantité de ressources fossiles requises pour leur transport et les émissions de GES associées pourraient annuler le bénéfice relié à leur utilisation.

Les biopolymères présentent plusieurs perfectionnements quant à leur production, les rendant plus durables en comparaison aux polymères issus de la pétrochimie, dont les améliorations exposées dans le tableau 3.1.

**Tableau 3.1 Améliorations durables des biopolymères comparativement aux polymères issus de la pétrochimie** (traduction libre de : Alvarez-Chavez et autres, 2012, p.50)

Biopolymère	Amélioration durable
PHA	Fortement dégradable
PLA	Production requiert de 30 à 50 % moins d'énergie fossile et génère de 50 à 70 % moins de CO <sub>2</sub> . Utilisation comparable de l'eau avec les meilleurs PIP, recyclable, compostable à une température supérieure à 60 °C.
Amidon thermoplastique	Production requiert 68 % moins d'énergie que son homologue PIP. Émissions de CO <sub>2</sub> plus faibles que les PIP. Biodégradable et compostable.
Bio-uréthane	Production requiert 23 % moins d'énergie et 36 % moins de GES comparativement aux PIP.
Cellulose et lignine	La dégradation biologique de la lignine est un peu plus faible que celle de la cellulose. Compostable.
Poly(triméthylène-téréphtalate)	Sa production requiert de 26 à 50 % moins d'énergie et émet 44 % moins de GES que son homologue PIP. Aucune utilisation d'additifs chimiques. Biodégradable. Potentiellement recyclable.
Zéine de maïs et protéine de soya	Biodégradable et compostable

Légende : PIP : Polymère issu de la pétrochimie

Il n'en demeure pas moins que des problématiques environnementales importantes sont également reliées à leur fabrication, telles que décrites dans le tableau 3.2.

**Tableau 3.2 Risques environnementaux reliés aux biopolymères** (inspiré de : Alvarez-Chavez et autres, 2012, p.50)

	Bioplastique							
	PHA	PLA	ATP	Bio uréthane	Cellulose et lignine	PTT (poly(triméthylène- téréphtalate))	Zéine de maïs et protéine de soya	Nano- biocomposites (cellulose et lignine)
Impact environnemental								
Matières premières issues de méthodes agricoles industrielles, incluant les OGM	✓	✓	✓			✓	✓	
les données sur la consommation énergétique sont controversées	✓							
Utilisation de 1- octanol (écotoxique) et étain organique (accumulation dans les organismes vivants)		✓						
Besoins en énergie et en eau élevés pour la fabrication					✓			✓
Moins de 5 % issus de matières renouvelables lors de la fermentation du glucose						✓		
Potentiel de toxicité des nanoparticules inconnu								✓

### **3.2.1 Impact esthétique**

La problématique principale associée aux plastiques, aux yeux des médias et du public, est l'impact visuel des plastiques abandonnés qui se concentrent sur les côtes et les plages. Les utilisateurs des plages et les touristes ont une perception négative de ces débris; des préoccupations financières sont rattachées au nombre de visiteurs qui pourraient quitter ces lieux suite à cette perception (Gregory, 2009).

### **3.3 Les effets des polymères sur l'environnement aquatique**

La conception et la mise en marché de polymères hydrophobes, mais fragmentables, sans garantir qu'une population microbienne pourra assimiler les fragments dans leur lieu ultime d'élimination dans un court laps de temps pourraient être plus nuisibles à l'environnement que s'ils n'étaient pas conçus pour se dégrader (Song et autres, 2009; Narayan, 2009), puisque ces fragments adsorbent les polluants présents dans l'eau environnante. Ces fragments et poussières de polymères peuvent dériver dans des milieux marins ou aquatiques, en affecter les organismes vivants et se bioaccumuler (European Bioplastics, 2009b).

Il serait possible de voir les rejets de détritiques dans l'environnement s'accroître en référence à la croyance que le plastique biodégradable disparaît une fois rejeté dans l'environnement. Si les polymères oxofragmentables sont disposés hors des LET et se retrouvent dans l'environnement, leur fragmentation pourrait commencer grâce aux additifs incorporés, permettant une dispersion des particules. La biodégradation des plastiques oxodégradables n'ayant pas été démontrée, il y a de fortes chances que ces polymères et leurs additifs s'accumulent dans l'environnement (European Bioplastics, 2009b).

Selon Andrady et Neal (2009), de 0,2 à 0,3 % de la production annuelle de plastique rejoindrait les océans; cette pollution serait issue du tourisme, des refoulements d'égouts, de sites d'enfouissement à proximité des côtes, de dépôts illégaux de déchets et de déversements industriels accidentels. La durabilité des polymères entraîne une importante problématique de contamination des océans.

#### **3.3.1 Les déchets marins**

Les déchets marins sont la source de plusieurs impacts négatifs sur les plans de l'environnement, l'économie, la sécurité, la santé et la culture. Ces déchets se décomposent très lentement, menant

à une accumulation graduelle et significative dans les milieux marins et côtiers (UNEP, 2009). Le nombre de conséquences nuisibles identifiées que pourraient avoir les débris de plastique a augmenté; en plus des impacts directs sur la faune et la flore, ces débris peuvent transporter des polluants organiques persistants (POP) (Mato et autres, 2001) et des espèces exotiques à de nouveaux emplacements (Barnes, 2002).

Les sources principales d'émission de déchets qui seront ultimement retrouvés dans les eaux marines sont présentées dans le tableau 3.3. Les déchets terrestres, incluant les déchets sur les plages, contribueraient à 80 % des débris de plastique alors qu'environ 18 % des débris marins plastiques seraient attribuables à l'industrie de la pêche (Andrady, 2011).

**Tableau 3.3 Sources principales de déchets marins (traduction libre de : UNEP, 2009)**

Déchets marins issus des milieux marins	Déchets marins issus de la terre
Déchets de vaisseaux	Actions individuelles
Navires marchands (équipement, cargo, etc.)	Ordures rejetées en général
Vaisseaux publics (bateaux de croisière, transbordeurs)	Lieux d'enfouissements sanitaires situés sur les berges
Navires militaires et de recherche	Tourisme côtier
Les bateaux de plaisance	Évènements (ballons, etc.)
Activités de pêche	Installations et construction
Navires de pêche	Déversements de granules ou de produits reliés à la production de plastiques
Équipement de pêche abandonné, perdu ou rejeté (filets, cordes, bâtons lumineux)	Sites de construction et démolition
Installations d'aquaculture	Activités portuaires (plages, quais, ports et berges)
	Chantiers de déconstruction navale
	Activités agricoles
Autres structures	Municipalités
Cours d'eau utilisés légalement et illégalement comme dépotoirs	Transport riverain de déchets vers les lieux d'enfouissement et autres sites
Les plateformes pétrolières et de forage	Eaux usées non traitées
Les usines, leurs déchets et eaux rejetées	
Transport de déchets	Transport de déchets
Évènements naturels (tsunamis, orages, courants forts)	Surverses et déversements d'eaux usées municipales ou d'eaux de pluie non traitée
	Évènements reliés à des orages naturels (mistral, tornades, ouragans)

### **3.3.2 Les déchets domestiques, agricoles et industriels**

Les déchets domestiques, agricoles et industriels rejetés dans les cours d'eau représentent une source importante de débris marins; cette stratégie est maintenant bannie aux États-Unis, le dernier déversement de déchets y ayant pris place en juillet 1992. Le plus grand lieu d'enfouissement de boues municipales (ainsi que de déchets domestiques et industriels) *Dumpsite Deepwater 106* était situé directement dans l'eau, soit à 106 miles de la côte et à des milliers de pieds de profondeur (Goldberg, 1997).

Malgré un traité international visant la réduction des polluants en mer (MARPOL V), entré en vigueur en 1973 et amendé en 1988 pour y inclure les déchets, les débris marins s'amoncellent dans les océans (Algalita Marine Research Foundation et autres, 2012). C'est l'océanographe Charles Moore qui remarque qu'une multitude de débris de plastique flotte à la surface de l'océan dans une zone du gyre subtropical du Pacifique Nord en 1997. La pression atmosphérique de ce secteur étant élevée et accompagnée de faibles courants, les débris y circulant ont tendance à s'y accumuler (Algalita Marine Research Foundation et autres, 2012). Le surnom de vortex (ou gyre) de déchets du Pacifique Nord sera subséquemment donné à la masse de débris, principalement constituée de particules de plastique de toutes tailles, qui s'accumule dans l'océan Pacifique. Il a été estimé, pendant la décennie 1990, qu'environ 6,4 millions de tonnes de déchets marins sont rejetées chaque année dans les mers et océans; d'autres calculs estiment que 8 millions d'items y seraient rejetés, dont environ 5 millions d'items qui seraient rejetés ou perdus à la suite d'activités navales. Finalement, plus de 1 000 morceaux de plastique flottent sur chaque kilomètre carré d'océan (UNEP, 2005). Selon d'autres données disponibles, les quantités rejetées en milieu marin sont de plus en plus grandes et le problème prend conséquemment de l'ampleur (Ryan et autres, 2009; Barnes et autres, 2009). Les plastiques composeraient de 60 à 80 % des déchets marins, départagés en granules ou en produits finis (Moore, 2008).

### **3.3.3 Les granules de résine plastique dans les environnements marins**

On retrouve des granules de résine plastique dans les environnements marins; ces granules sont habituellement cylindriques et d'un diamètre de quelques millimètres. Elles sont utilisées comme matière première dans l'usinage de matières plastiques en les fondant et remoulant. Les granules de résine peuvent être relâchées dans l'environnement pendant la fabrication de produits ainsi que pendant leur transport. Les granules sont ensuite entraînées par les eaux de ruissèlement, les eaux

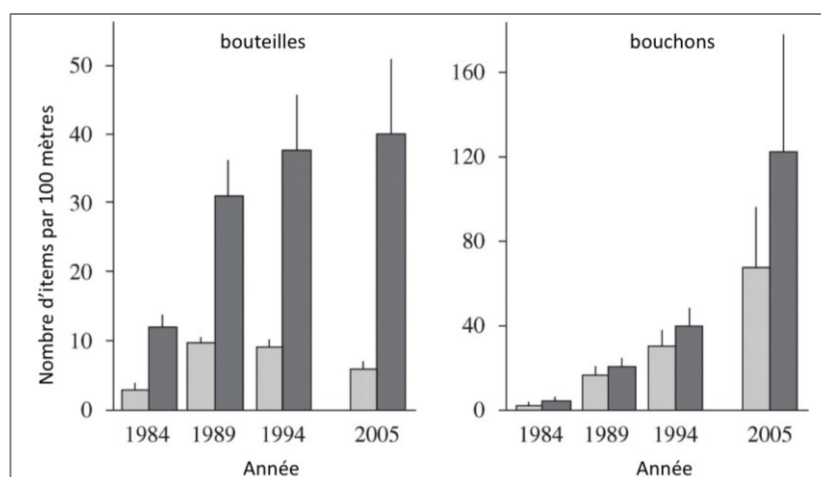
de surface ou les rivières pour finalement se retrouver dans les océans. Elles peuvent également se retrouver dans les océans lors de déversements accidentels lors de leur livraison (Mato et autres, 2001).

#### **3.3.4 Dégradation des polymères**

L'augmentation de la consommation des polymères s'est traduite par une augmentation des déchets laissés dans la nature. Comme la plupart des débris de plastique flottent, ils peuvent se disperser aisément. Les polymères se dégradent plus lentement dans l'eau que dans le sol, principalement à cause de leur exposition réduite aux rayons UV ainsi qu'aux faibles températures des milieux marins (Andrady, 2003). Pour ce qui est des biopolymères, certains à base d'amidon mettent de 20 à 30 semaines à se dégrader dans des eaux marines, comparativement à une dégradation en 20 à 30 jours dans un environnement de compostage (Environment Australia, 2002).

Les plastiques de masse moléculaire élevée se dégradent très lentement, puisque les espèces microbiennes qui peuvent les métaboliser sont rares dans la nature, ce qui s'avère particulièrement exact dans les environnements marins (à l'exception des biopolymères tels que la cellulose et la chitine) (Andrady, 2011).

Les objets de plastique épais, quant à eux, persistent pendant des décennies même lorsqu'ils sont exposés aux rayons du soleil; ils sont plus persistants lorsqu'ils sont à l'abri des rayons UV sous l'eau ou dans des sédiments (Ryan et autres, 2009). Moore (2008) estime qu'ils prendraient des centaines d'années pour se dégrader. La figure 3.1 illustre le nombre de bouteilles et de bouchons de plastique trouvés sur 100 mètres de plages sud-africaines entre 1984 et 2005. En 20 années, le nombre de bouteilles y est passé d'un peu plus de dix à près d'une quarantaine de bouteilles.



**Figure 3.1 Évolution de la quantité de débris de plastique amassés sur une longueur de 100 mètres de plages sud-africaines en 1984, 1989, 1994 et 2005.** Barres pâles : 36 plages avec service de nettoyage municipal périodique; barres foncées : 14 plages sans service de nettoyage (tiré de : Ryan et autres, 2009, p. 2001).

Selon une évaluation réalisée par *Algalita Marine Research Foundation*, le plancton serait cinq fois plus abondant en nombres que le plastique dans l'océan, alors que la masse de plastique serait six fois plus élevée que celle du plancton; cette même recherche a établi que plus de 300 000 morceaux de plastiques se retrouvaient sur un kilomètre carré d'océan (Moore et autres, 2001).

### 3.3.5 Les microplastiques

Les microplastiques, soit des débris de plastique plus fins que 1 mm, s'accumulent dans les habitats marins. Leur ingestion serait une voie potentielle pour le transfert de polluants, de monomères et d'additifs vers les organismes, sans en connaître les conséquences pour leur santé. Browne et autres (2011) ont analysé les microplastiques sur les côtes et démontré que tous les 18 sites qu'ils ont analysés sur six continents, des pôles à l'équateur, étaient contaminés par des microplastiques (avec plus de matériaux dans les zones plus densément peuplées).

Une source importante des microplastiques semblerait être issue des égouts qui seraient contaminés par les fibres de lavage de vêtement. L'étude de Browne et autres (2011) a démontré que le lavage d'un vêtement en fibres synthétiques peut produire plus de 1 900 fibres par lavage. Ces résultats suggèrent qu'une grande proportion de fibres microplastiques retrouvées dans les environnements marins serait issue des eaux usées, suite au lavage de vêtements. Comme la population ne cesse de croître et qu'elle utilise plus de textiles synthétiques, la contamination d'habitats et d'organismes par des microplastiques risque de s'amplifier.



D'autres sources de microplastiques sont les microparticules de plastiques insérées dans les savons, exfoliants, gels douche et autres produits de soins personnels pour leur conférer des propriétés exfoliantes ainsi que des textures variées. La fragmentation constante des plus grands morceaux de plastiques et l'utilisation de ces microparticules augmenteraient le volume de microplastiques dans les océans, résultant dans une réduction de la taille moyenne des déchets de plastique dans les océans au fil du temps (Barnes et autres, 2009).

Les microplastiques pourraient également représenter un stress physique sur les océans, en modifiant les propriétés physiques des sédiments, en modifiant les cycles biogéochimiques et en réduisant la pénétration de la lumière dans la zone euphotique (dix premiers mètres de la colonne d'eau) (Arthur and Baker, 2010).

La surface relativement élevée des microplastiques ainsi que leur composition semblent permettre aux plastifiants d'être relâchés et aux polluants organiques présents dans l'eau de s'y joindre. L'ingestion de microplastiques pourrait introduire des toxines à la base de la chaîne alimentaire, à partir de laquelle il y a un potentiel de bioaccumulation (Teuten et autres, 2009).

Nombre d'études réalisées en laboratoire, dont certaines sont citées dans le tableau 3.4, démontrent que les organismes marins (incluant le zooplancton, les invertébrés et des larves d'échinodermes) ingèrent les microplastiques; comme ils sont de très petite taille et omniprésents dans les écosystèmes pélagiques et benthiques, ils ont le potentiel d'être ingérés par un grand éventail de biotes marins (Thompson et autres, 2009).

### **3.3.6 Polymères dégradables**

Les polymères dégradables le sont dans des conditions spécifiques, certains polymères dégradables pourraient ne pas se dégrader rapidement dans les intestins d'espèces marines et des blessures pourraient résulter de leur ingestion; aucune étude portant sur la dégradation de ces polymères en milieu marin n'a été faite et les autorisations des comités d'éthique pour de telles études ont peu de chances d'être obtenues (Environment Australia, 2002).

**Tableau 3.4 Études réalisées en laboratoire démontrant une ingestion de microplastiques dans le biote marin** (traduction libre de : Cole et autres, 2011, p.2594)

Études réalisées en laboratoire démontrant une ingestion de microplastiques dans le biote marin			
Organismes	Microplastiques (µm)	Technique d'identification	Publication
Copépodes ( <i>Acartia tonsa</i> )	7 à 70	Microscopie	Wilson (1973)
Larves d'échinodermes	10 à 20	Observation vidéo	Hart (1991)
Larves de trochophore ( <i>Galeolaria caespitosa</i> )	3 à 10	Microscopie	Bolton et Havenhand (1998)
Pétoncles géants ( <i>Placopecten magellanicus</i> )	16 à 18	Détection de particules 51Cr	Brillant et Macdonald (2002)
Amphipodes ( <i>Orchestia gammarellus</i> ), arénicoles ( <i>Arenicola marina</i> ) et balanes communes ( <i>Semibalanus balanoides</i> )	20 à 2000	Dissection et examen des déjections de vers	Thompson et autres (2004)
Moules ( <i>Mytilus edulis</i> )	2 à 16	Dissection et fluorescence par microscopie	Browne et autres (2008)
Concombres de mer	Divers	Analyse d'excréments	Graham et Thompson (2009)

### 3.3.7 Demande biochimique en oxygène accrue

La pollution par de hauts niveaux de nutriments dans l'eau, déterminée par la demande biochimique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène, mène vers une prolifération d'algues et une dégradation des écosystèmes aquatiques; la dégradation de polymères à base d'amidon pourrait entraîner une augmentation de la DBO si ceux-ci se retrouvent dans les cours d'eau (Environment Australia, 2002).

### 3.3.8 Ingestion et enchevêtrement par la faune marine

Les débris marins, composés à 80 % de plastique, blessent, mutilent ou tuent les animaux marins de deux façons : l'enchevêtrement et l'ingestion. La plupart des enchevêtrements impliquent de l'équipement de pêche rejeté ou perdu (filets, lignes monofilaments, cordes, courroies d'emballage pour les caisses d'appât et autres matériels de source maritime). Pour certaines espèces, dont les

phoques, l'enchevêtrement est particulièrement problématique pour les jeunes, attirés instinctivement par le jeu ou la curiosité pour ces débris. Lorsqu'enchevêtrés, ces animaux sont incapables de se libérer rapidement et peuvent d'épuiser et se noyer, ou mourir des plaies infectées, de faim ou de la prédation rendue facile à la suite de leur mobilité réduite. De plus, une fois que l'animal décède, le débris marin se libère et redevient apte à enchevêtrer un nouvel animal. (Marine Mammal Commission, 2001)

L'ingestion implique habituellement de petits items, particulièrement les granules de plastique, les sacs de plastique et des bâches de plastique, qui peuvent blesser ou tuer les animaux en perçant ou en bloquant le tract digestif. Ils pourraient également souffrir du transfert, vers leurs tissus, de produits chimiques adsorbés sur la surface des débris. Les tortues de mer et les oiseaux de mer, qui confondent les débris marins pour des proies naturelles, semblent être particulièrement susceptibles à ces impacts. En général, les blessures graves et la mort sont plus probables lors de l'enchevêtrement. (Marine Mammal Commission, 2001)

La *Marine Mammal Commission* (2001) a répertorié des événements d'ingestion et d'enchevêtrement pour au moins 267 espèces marines, dont 43 % des mammifères marins (49 sur 115 espèces), au moins 44 % des oiseaux marins et toutes les espèces mondiales de tortue, sauf une.

### **Ingestion par les mammifères et reptiles**

Autour de 100 000 mammifères marins, incluant 30 000 phoques et un grand nombre de tortues, sont tués par des déchets marins chaque année. Plusieurs des espèces sont inscrites comme étant menacées ou en voie de disparition (phoque moine d'Hawaii, lamantin antillais, toutes les espèces de tortues de mer). Des dauphins, baleines et marsouins ont été retrouvés dans des filets de pêche et des lamantins ont été pris dans des casiers de crabes. Des éléphants de mer, des lions de mer, des lamantins, des baleines pygmées, des cachalots et des dauphins à bec étroit ont tous été retrouvés morts de suffocation ou de faim après avoir ingéré des déchets de plastique; ces déchets sont consommés parce qu'ils ressemblent à des méduses, leur aliment favori (Marine Mammal Commission, 2001).

Des troupes de baleines à bosse, espèce en péril, ont été vues traversant la côte de l'Île du Sud (Nouvelle-Zélande) ainsi que sur leur passage annuel entre l'Antarctique et les eaux tropicales vers

le nord. Sur sept ou huit années d'observation, au moins sept baleines trainaient une masse de cordes emmêlées et d'autres débris (Gregory, 2009).

Des tortues vertes, échantillonnées dans une étude de Tourinho (2010), étaient toutes contaminées par des débris marins. Les fragments de plastique représentaient le matériau le plus fréquemment retrouvé dans leur système digestif; elles peuvent excréter les débris par défécation, ce qui contribue à des effets graves, mais non mortels.

### **Poissons et crustacés**

D'autres espèces, comme les homards, ont une valeur commerciale et peuvent être prises dans des filets abandonnés à des proportions qui pourraient perturber les pêches commerciales (Marine Mammal Commission, 2001). Approximativement 35 % des poissons analysés par Boerger et autres (2010) avaient ingéré une moyenne de 2,1 morceaux de plastique.

### **Les oiseaux de mer**

Les oiseaux de mer sont fréquemment victimes de filets de pêche abandonnés. Parce que les oiseaux de mer se nourrissent de poisson, ils sont souvent attirés par des poissons enchevêtrés par des filets abandonnés. Ces oiseaux, incluant bernaches, cormorans et goélands, sont également enchevêtrés par des anneaux porte-canette en plastique et d'autres débris cylindriques (UNEP, 2009).

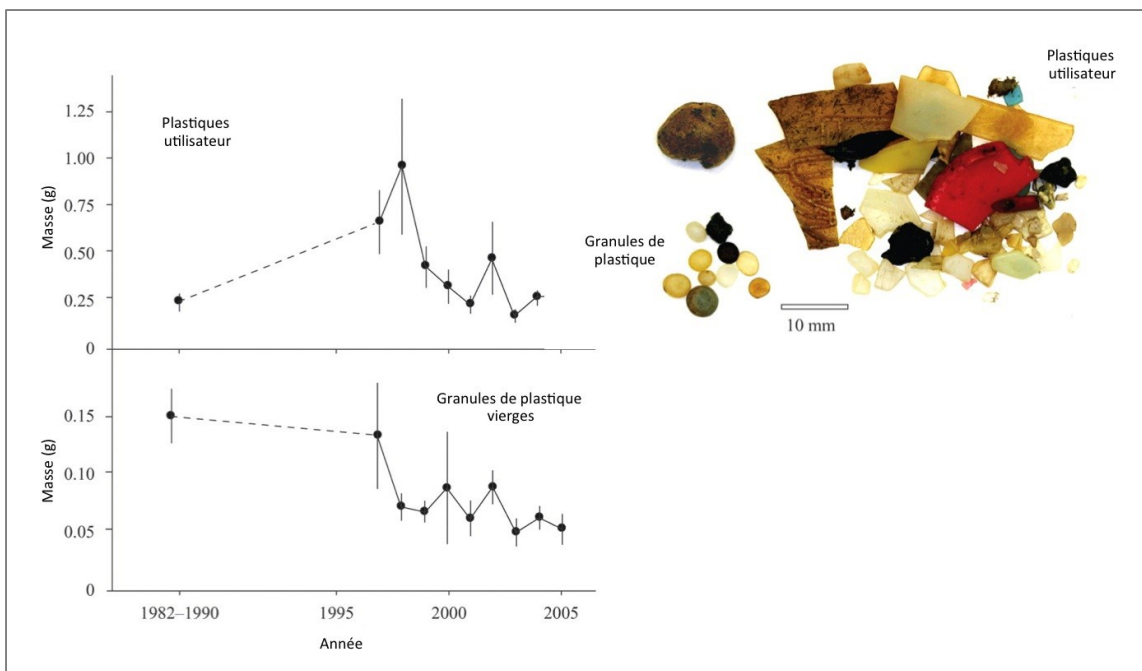
Les oiseaux de mer accumulant des fragments de plastique ingérés n'ont pas tous la même vulnérabilité; les oisillons nourris par régurgitation commencent leur vie avec l'équivalent de deux années d'accumulation par un oiseau adulte (Ryan, 1989). Les débris marins, en grande partie des fragments de plastique, sont particulièrement prisés par les procellariiformes (un ordre d'oiseaux de mer dont font partie quatre taxons) tels que les albatros, les fulmars, les puffins, les pétrels et les océanites; les espèces s'alimentant à la surface de l'eau sont les plus contaminées (Tourinho et autres, 2010). La figure 3.2 illustre des débris de plastique retrouvés dans le système digestif de Puffins à bec grêle. La figure 3.3 montre des débris de granules et plastiques retrouvés dans l'estomac d'un fulmar boréal ainsi que les tendances dans la masse moyenne de plastique qui s'y retrouvaient.

Des fragments de plastique ont été identifiés dans les intestins d'oiseaux de mer dans les années 1960, lorsque la production mondiale annuelle de plastique était de moins de 25 millions de tonnes (Thompson et autres, 2009; Ryan et autres, 2009). Tel qu'on peut le constater dans la figure

3.3, les quantités de débris de plastique et des granules présents dans les estomacs de fulmars boréaux retrouvés sur des plages néerlandaises sont en décroissance depuis les vingt dernières années, après avoir atteint un pic dans les années 1990. Les débris ingérés par les oiseaux marins peuvent avoir trois effets spécifiques : 1) dommages physiques et blocage du tract intestinal; 2) déficiences et troubles dans l'efficacité de l'alimentation (en donnant un faux sentiment de satiété et en réduisant le volume de stockage alimentaire) et; 3) relâchement de produits toxiques, dont les effets seront variables selon le type de débris ingéré et le temps de rétention dans l'animal (Ryan, 1989).



**Figure 3.2** Photos de débris de plastique dans des puffins à bec grêle (grille de 5 mm sur 5 mm)  
(tiré de : Tanaka et autres, 2013, p.220)



**Figure 3.3** Plastiques typiques recueillis dans l'estomac d'un fulmar boréal (droite) et tendances dans la masse moyenne (avec  $\pm$  écart type) de plastiques utilisateur et granules de plastique vierge dans des fulmars boréaux échoués sur des berges néerlandaises entre 1982–1990 ( $n = 69$ ) et 1997–2005 ( $n = 580$ ) (traduction libre de : Ryan et autres, 2009, p. 2008).

### 3.3.9 L'enchevêtrement par la pêche fantôme

La pêche fantôme est le terme utilisé pour décrire la capture d'organismes marins par de l'équipement de pêche ou des parties de cet équipement abandonné, perdu ou rejeté en mer. Un filet maillant abandonné en mer peut poursuivre sa pêche, entraînant des mortalités pour les poissons ou organismes emmêlés. Presque tous les équipements de pêche utilisés (à l'exception de la pêche de subsistance) sont faits de fibres synthétiques résistant à la dégradation (UNEP, 2009).

Ces équipements abandonnés contribuent à la problématique des polymères polluants les milieux marins, puisqu'ils représentent des impacts similaires à ceux causés par les débris marins :

- Mise en péril de la navigation pour les humains et les navires;
- Pêche fantôme, particulièrement lorsque l'équipement poursuit sa capture sans bénéfice économique, mais plutôt avec pertes;
- Enchevêtrement d'espèces non visées par la pêche, dont les tortues marines, mammifères marins et oiseaux de mer, lesquels pourraient être des espèces protégées;

- Échouement des équipements perdus, abandonnés ou rejetés sur les plages, nuisant à leur utilisation ainsi qu'au tourisme;
- Accumulation d'organismes salissants (microbes et formes supérieures d'espèces végétales ou animales) sur les équipements, permettant leur introduction dans de nouveaux milieux lors de leur transport (UNEP, 2009).

### **3.3.10 Migration des additifs dans les milieux marins**

Même si les plastiques sont typiquement considérés comme étant biochimiquement inertes (Teuten et autres, 2009), des additifs sont utilisés pour modifier leurs propriétés (agent matifiant, pigments, plastifiants) ou prolonger leur durée de vie en les rendant résistants à la chaleur (par exemple, les PBDE), à l'oxydation (par exemple, les nonylphénols) et à la dégradation microbienne (par exemple, le triclosan) (Thompson et autres, 2009) qui peuvent migrer vers les eaux de surfaces et souterraines par ruissèlement et lixiviat (Environment Australia, 2002). Ces additifs représentent donc une préoccupation environnementale puisque leur durée de vie est prolongée et qu'ils introduisent des produits chimiques potentiellement dangereux au biote (Barnes et autres, 2009; Environment Australia, 2002).

Par la grande surface que représentent les microplastiques par rapport à leur volume, le biote marin pourrait être exposé directement aux additifs qui migrent une fois qu'ils sont ingérés. Ces additifs et monomères peuvent perturber des processus biologiques importants, se soldant potentiellement en perturbation endocrinienne; cette perturbation peut à son tour avoir un impact sur la mobilité, la reproduction et le développement, ainsi que la cancérogenèse (Barnes et autres, 2009).

### **Effets des perturbateurs endocriniens dans la faune et le biote aquatiques**

Certains additifs utilisés couramment, dont les PBDE, phtalates et le monomère BPA, sont reconnus comme étant des perturbateurs endocriniens, puisqu'ils imitent, font compétition ou perturbent la synthèse d'hormones endogènes (Andrady, 2011; Talsness et autres, 2009).

Les perturbateurs endocriniens ne sont pas suffisamment reconnus dans l'évaluation du risque que peuvent avoir les différents matériaux qui entrent dans la composition des plastiques. Pourtant, leurs effets peuvent : 1) se manifester de façon totalement différente, avec des conséquences permanentes, sur l'embryon, le fœtus, et le nouveau-né comparativement aux effets dont résultera une exposition adulte; 2) modifier le développement et le potentiel d'un rejeton, avec un effet

dépendant au moment d'exposition et; 3) être retardés et ne pas être visibles avant que le rejeton n'ait atteint la maturité ou même un âge moyen alors que l'exposition critique a eu lieu à l'étape embryonnaire, fœtal ou en petite enfance (Colborn and Soto, 1993).

Les phtalates sont des plastifiants qui permettent aux polymères de devenir flexibles. Les phtalates peuvent facilement migrer des produits pour contaminer l'environnement externe puisqu'ils ne sont pas liés chimiquement à la matrice polymère ou aux autres additifs (Talsness et autres, 2009). Les phtalates présentent une toxicité généralement faible; ils seraient cependant associés à une perturbation endocrinienne et reproductive chez les animaux de laboratoire. L'appareil reproducteur masculin serait particulièrement sensible à son exposition. Des changements rapides et sévères des testicules de rats Sprague-Dawley font suite à une exposition à de fortes doses de phtalates; ces changements seraient reliés à une dysfonction dans les cellules de Sertoli (Gray and Gangolli, 1986). D'autres études ont démontré des effets délétères aux testicules sur différentes espèces, dont les souris (Lamb et autres, 1987), les cochons d'Inde (Gray et autres, 1982) et les furets (Lake et autres, 1976). Les furets démontraient également un élargissement des cellules hépatiques, des changements des lysosomes, une dilatation du réticulum endoplasmique et une dépression de plusieurs activités d'enzymes marqueurs (Lake et autres, 1976).

L'étude transversale d'accouplement de Lamb et autres (1987) établit une relation dose-effet sur les deux sexes de souris, avec une baisse de la fertilité ainsi qu'une baisse du nombre et de la proportion de souriceaux nés vivants suite à l'administration d'un phtalate (DEHP).

Le bisphénol A (BPA) est utilisé pour fabriquer des résines époxy, des polycarbonates ainsi que des produits ignifugeants à base de brome tels que les PBDE. Le BPA a été détecté dans l'eau de surface, l'eau souterraine et les sédiments et le sol à de nombreux endroits au Canada et aux États-Unis, ainsi que dans des produits de systèmes de traitement des déchets industriels et municipaux. Des concentrations mesurables ont également été décelées auprès de plusieurs espèces de biote aquatique en Amérique du Nord, en Europe et aux États-Unis. Les données montrent que le BPA est présent dans des milieux très variés. (Environnement Canada, 2008)

Le BPA a la capacité de modifier les fonctions hormonales, le développement ou le système reproducteur, soit : 1) après une exposition prolongée à des concentrations moindres à celles qui produisent des effets lors d'essais normalisés de toxicité; 2) après une brève exposition à une faible dose ou concentration, surtout à certaines étapes critiques du développement, les effets se



manifestant plus tard dans le cycle biologique; 3) dans la progéniture après exposition des parents; 4) en associant différents modes d'action. Des effets à des concentrations allant de 0,001 à 1 mg/l ont été observés lors d'études sur des poissons, des invertébrés aquatiques et des amphibiens, et ce, à des concentrations qui ont été mesurées dans des eaux usées, des eaux réceptrices et des sédiments au Canada ainsi qu'aux États-Unis. D'éventuels effets nocifs seraient donc à prévoir dans les populations d'organismes aquatiques, particulièrement celles qui sont localisées à proximité de points de rejet de stations d'épuration ou près d'autres sources ponctuelles (Environnement Canada, 2008).

Des données modélisées et expérimentales montrent des effets nocifs chez les organismes aquatiques à des expositions de BPA à des concentrations relativement faibles. Environnement Canada (2008) a recensé de nombreuses données expérimentales sur la toxicité aquatique du BPA, présentées dans le tableau 3.5. Des données signalent qu'une exposition au BPA à faible dose, en particulier à des stades critiques du cycle biologique, peut entraîner des modifications permanentes des capacités hormonales, développementales ou reproductives (Environnement Canada, 2008).

**Tableau 3.5 Données empiriques sur la toxicité aquatique** (tiré de : Environnement Canada, 2008)

Organisme d'essai	Type d'essai	Paramètre	Valeur (mg/l)	Références
Algue d'eau douce marine	tox. chronique (96 heures)	CE <sub>50</sub> <sup>[1]</sup>	2,7, 3,1 <sup>[2]</sup> 1,0, 1,8 <sup>[3]</sup>	Alexander et autres, 1988.
Daphnie	tox. aigüe (48 heures)	CE <sub>50</sub>	10	Alexander et autres, 1988.
		CL <sub>50</sub> <sup>[4]</sup>	7,75	Brennan et autres, 2006.
		CL <sub>50</sub>	12,8	Hirano et autres, 2004.
	tox. chronique (7 jours)	CL <sub>25</sub> <sup>[5]</sup>	3,92	Tatarazako et autres, 2002.
		CSEO <sup>[6]</sup>	0,94	
		CMEQ <sup>[7]</sup>	1,88	
Poisson d'eau douce marin	tox. chronique (21 jours)	CSEO	≥ 1,0	Brennan et autres, 2006. Mu et autres, 2005.
		concentrat ion seuil <sup>[8]</sup>	1,3	
		CL <sub>50</sub>	4,6	Alexander et autres, 1988. Bayer AG, 1999a. Bayer AG, 199 9b. Sohoni et autres, 2001. Lahnsteiner et autres, 2005. Alexander et autres, 1988.
		CSEO	3,2	
		CMEQ	10,15	
		CSEO	3,64	
		CMEQ	11,0	
		CSEO	0,001 - 0,16	
		CMEQ	0,16 - 0,64	
		CSEO	< 0,00175	
		CMEQ	0,00175	
		CL <sub>50</sub>	9,4	
Mysidacée	tox. aigüe (96 heures)	CL <sub>50</sub>	1,1	Alexander et autres, 1988.
		CL <sub>50</sub>	1,03	Hirano et autres, 2004.
Amphipode	tox. aigüe (14 jours)	CSEO	0,1	Johnson et autres, 2005.
		CMEQ	1,0	

<sup>[1]</sup> Concentration efficace médiane.

<sup>[2]</sup> Valeurs du paramètre d'après le nombre de cellules (2,7 mg/l) ou le volume total des cellules (3,1 mg/l).

<sup>[3]</sup> Valeurs du paramètre d'après le nombre de cellules (1,0 mg/l) ou la teneur en chlorophylle *a* (1,8 mg/l).

<sup>[4]</sup> Concentration létale médiane.

<sup>[5]</sup> Concentration inhibitrice pour un pourcentage donné d'un effet. Estimation ponctuelle de la concentration d'une substance d'essai causant une réduction de 25 % d'une mesure biologique quantitative comme la vitesse de croissance.

<sup>[6]</sup> Concentration sans effet observé, soit la concentration la plus élevée ne causant pas d'effet statistiquement significatif par rapport au groupe témoin dans un essai de toxicité. Dans l'étude en question, les résultats obtenus à la concentration d'essai la plus élevée n'étaient pas statistiquement significatifs. Comme la CSEO pourrait être plus élevée, il est indiqué qu'elle est égale ou supérieure à la plus forte concentration d'essai.

<sup>[7]</sup> Concentration minimale avec effet observé, soit la concentration la plus faible causant un effet statistiquement significatif par rapport au groupe témoin dans un essai de toxicité.

<sup>[8]</sup> Concentration la plus faible juste suffisante pour causer un effet observable dans un essai de toxicité.

Plusieurs études sur les BPA, recensées par vom Saal et Welshons (2006) et présentées en annexe 2, représentent une coupure avec les études toxicologiques traditionnelles quant à la dose. Les doses présentement étudiées pour les BPA ainsi que d'autres perturbateurs endocriniens sont celles en concentrations actuelles dans l'environnement, soit des doses auxquelles la faune et les humains sont exposés. Ces doses sont de plusieurs ordres de grandeur plus faibles que celles utilisées dans les études toxicologiques aux fins de réglementation.

Les phtalates et le BPA, bien que non persistants, se retrouvent dans plusieurs milieux aquatiques, particulièrement dans le lixiviat de LET (Andrady, 2011).

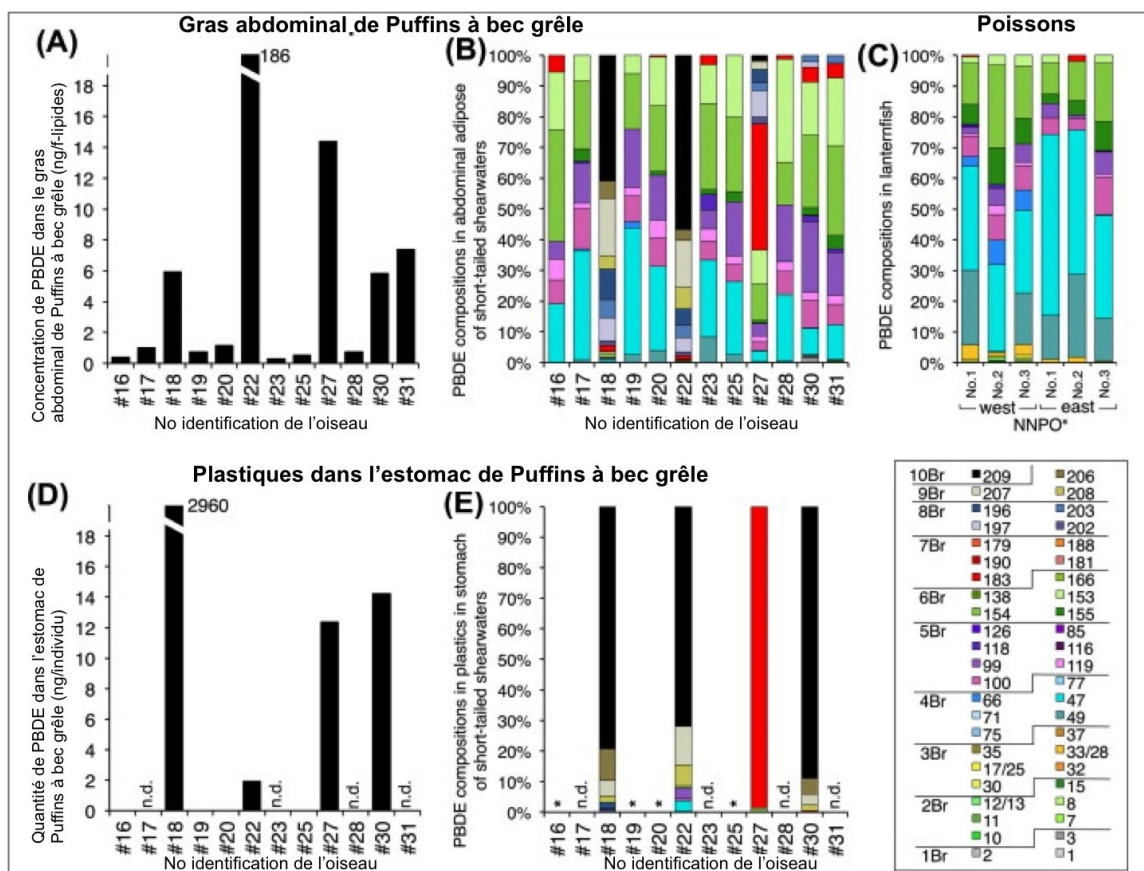
### **3.3.11 Capacité chimique d'adsorption de polluants persistants**

Mato et autres (2001) ont détecté des polluants toxiques tels que les polychlorobiphényle (PCB), le dichlorodiphényldichloroéthylène (DDE) et le nonylphénol en grande concentration dans des granules dégradées de PP amassées sur quatre côtes japonaises, en quantités plus élevées que celles détectées dans le milieu marin. Ces résultats indiquent que les résidus de plastique peuvent agir comme moyen de transport pour les produits chimiques toxiques dans les milieux marins et pourraient représenter une source de toxines pour les organismes marins les ingérant. Les plastiques agissent comme des éponges en adsorbant et concentrant les contaminants hydrophobes (Mato et autres, 2001). Les particules de plastique peuvent accumuler différents polluants organiques persistants (POP) dont le dichlorodiphényltrichloroéthane (DDT), l'hexachlorobenzène (HCB), les PCB et les HAP (Arthur and Baker, 2010).

L'hydrophobie des POP facilite leur concentration de plusieurs ordres de grandeur dans les microplastiques en comparaison au niveau ambiant dans l'eau de mer. Ces plastiques contaminés, lorsqu'ingérés par des espèces marines, présentent une route possible par laquelle les POP peuvent s'insérer dans la chaîne alimentaire marine (Andrady, 2011) et pourraient représenter un chemin de bioaccumulation des produits chimiques adsorbés ou déjà présents dans les polymères (Teuten et autres, 2009). La biodisponibilité de ces POP pour le biote demeure inconnue (Moore, 2008).

Peu de données sont disponibles sur le transfert de ces produits toxiques. Une corrélation positive et significative a été faite entre les PBC et les quantités de plastiques ingérés par des puffins majeurs (*Puffinus gravis*), un grand oiseau migrateur, suggérant que ce chemin existerait (Ryan, 1989).

Pour démontrer le transfert de produits du plastique vers les oiseaux marins, Tanaka et autres (2013) ont comparé les profils de PBDE dans le gras abdominal de puffins à bec grêle avec celui des plastiques présents dans le système digestif des puffins. Des débris de plastique, à raison de 0,04 à 0,59 g par oiseau, ont été retrouvés dans tous les puffins. Les résultats suggèrent que le BDE209 détecté dans ces puffins serait relié à l'ingestion de polymères et non pas à l'ingestion de leurs proies habituelles. Ainsi, le transfert de produits chimiques issus de polymères vers des tissus biologiques serait possible, tel que le démontre l'analyse des gras abdominaux, présentée à la figure 3.4. Des congénères de PBDE présents dans les plastiques ingérés seraient présents dans les gras abdominaux, mais absents des poissons qu'ils consomment.



**Figure 3.4** Concentration (A) et composition (B) des PBDE présents dans la graisse abdominale de puffins à bec grêle, quantité (D) et composition (E) des PBDE présents dans les plastiques contenus dans leurs estomacs et (C) dans leurs proies (légende : n.d. non détecté \*profil non montré puisque seules des traces d'un congénère est détecté (BDE47 ou BDE71) \*NNPO : Nord de l'océan Pacifique Nord) (traduction libre de : Tanaka et autres, 2013, p.221).

### 3.3.12 Espèces introduites voyageant sur les débris

Les déchets humains doublent les possibilités, pour le biote, de voyager hors de son territoire. Les pôles sont protégés des espèces envahissantes grâce au froid, mais pourraient être menacés par le réchauffement qui s'accroît à ces latitudes (Barnes, 2002).

Plusieurs espèces animales, dont les bryozoaires, balanes, vers polychètes, hydroïdes et mollusques utilisent les débris marins comme résidence mobile, les plus nombreuses étant les espèces dont la répartition est cosmopolite. La dispersion d'espèces dont les larves planctoniques vivent plus longtemps n'est apparemment pas surprenante, mais d'autres animaux colonisateurs dont le stade larvaire est couvé ou de courte durée profiteraient des débris marins pour se disperser. En comparaison au transport maritime, les débris marins anthropiques ont une plus longue durée de vie, sont plus répandus et voyagent plus lentement, des facteurs qui pourraient favoriser la survie d'espèces colonisatrices (Barnes, 2002).

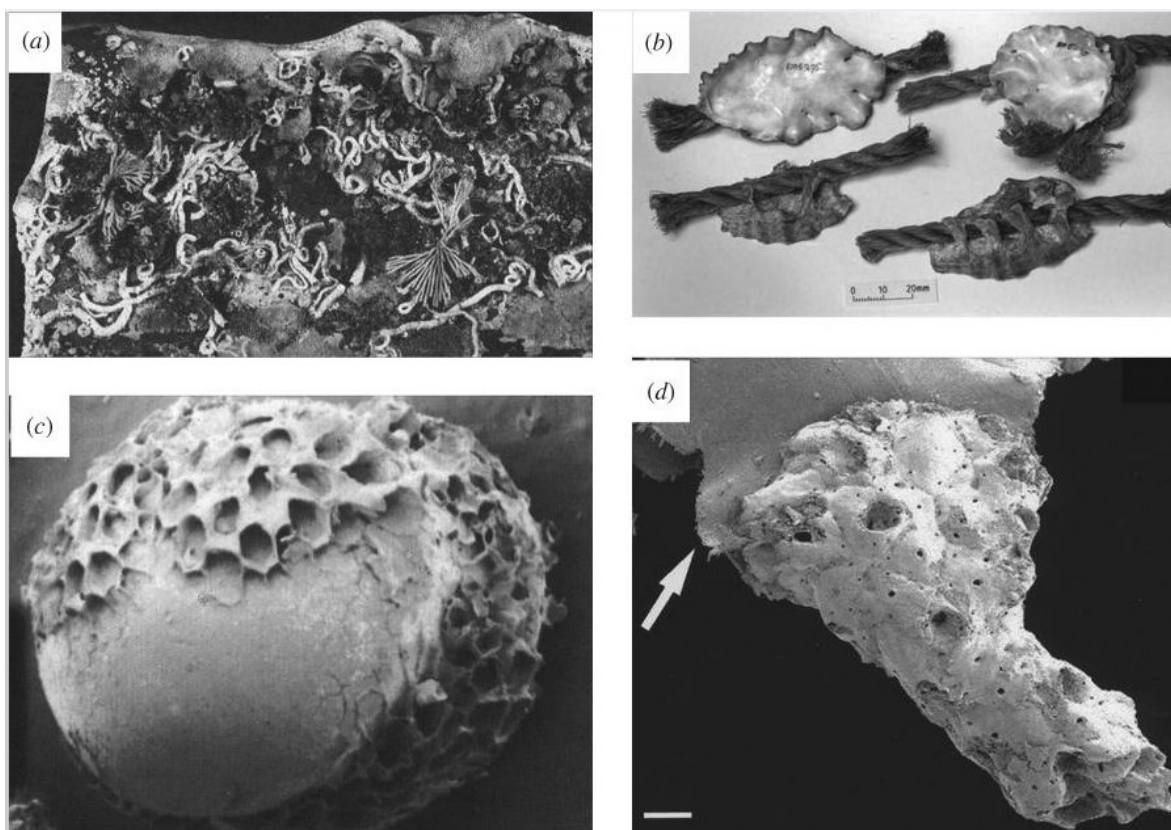
Selon Barnes (2002), les débris anthropiques ont doublé la propagation de la faune dans les régions subtropicales et l'ont plus que triplé à haute latitude ( $> 5^\circ$ ), augmentant le potentiel d'espèces envahissantes.

Des items de plastique pélagiques sont fréquemment colonisés par divers épibiontes (organismes vivant sur des hôtes); la figure 3.5 présente différentes colonisations permises par des débris de plastique retrouvés sur les côtes de la Nouvelle-Zélande. Des débris anthropiques colonisés ont été retrouvés à des latitudes de plus de  $6^\circ$ , tout comme des espèces exotiques (la balane *Elminius modestus*) ont été retrouvées sur des débris nordiques de plastique (Barnes and Milner, 2005). L'étendue mondiale et les niveaux de colonisation des débris marins représentent une opportunité de dispersion inégalée auparavant pour des organismes marins (Barnes, 2002).

Ces colonisations représentent des défis particuliers :

- L'océan austral a le plus grand taux d'endémisme chez plusieurs taxons. La perte d'espèces dans des secteurs de grand endémisme est le moins désirable;
- L'océan austral est possiblement le seul milieu marin qui n'a pas d'espèce introduite.

La région atlantique de l'Antarctique (la péninsule de l'Antarctique) est la région se réchauffant le plus rapidement (Gregory, 2009; Barnes and Milner, 2005).



**Figure 3.5 Exemples de colonisation et d'incrustation sur des débris de plastique recueillis sur les côtes de la Nouvelle-Zélande :** (a) colonisation lourde et variée d'un morceau de plastique (par des épibiontes et par des incrustations solides); (b) découpes d'une corde synthétique emmêlée, transportant un cargo d'huitres du Pacifique (*Lopha cristagalli*), une espèce non indigène en Nouvelle-Zélande; (c) granule de plastique incrustée par un bryzoaire (*Membranipora tuberculata*); (d) petite colonie bryzoaire (*Galeopsis mimicus*) attachée à un flocon de plastique (pointée par la flèche) retrouvé à une profondeur de 393 mètres sur la côte est de l'île du Sud (échelle de 20  $\mu$ m) (traduction libre de : Gregory, 2009, p. 2019).

### 3.3.13 Débris sur les fonds marins et impacts sur le biote benthique

Le biote vivant sur des substrats (durs ou mous) pourrait être endommagé par l'effet recouvrant de morceaux ou feuilles de plastique, en induisant possiblement l'anoxie (manque d'oxygène) ou l'hypoxie (diminution de la quantité disponible d'oxygène). Ces débris pourraient compromettre le fonctionnement des écosystèmes et altérer les formes de vie du fond marin (Goldberg, 1997).

### 3.3.14 Usines d'épuration des eaux usées

Les eaux usées représentent un environnement idéal pour la dégradation des bioplastiques, celles-ci étant riches en microorganismes ainsi qu'en azote et phosphore. Un polymère qui satisfait aux

critères de compostabilité se dégradera encore plus rapidement dans un égout. Un polymère doit se dégrader rapidement (hydrosoluble) s'il doit être disposé dans un système d'épuration des eaux usées (Environment Australia, 2002).

Certains produits sanitaires à base de biopolymères (serviettes hygiéniques, sacs de colostomie, autres produits absorbants) pourraient être utilisés (Environment Australia, 2002). Cependant, le temps de transport entre le drain et l'usine est habituellement restreint (quelques heures), ce qui serait insuffisant pour la biodégradation de la plupart des biopolymères; il en résulterait d'importants blocages des grillages de stations d'épuration. L'évaluation de la biodégradabilité de tels biopolymères pourrait se faire en laboratoire grâce à des boues activées (Environment Australia, 2002).

### **3.4 Pollution dans les sites de compostage**

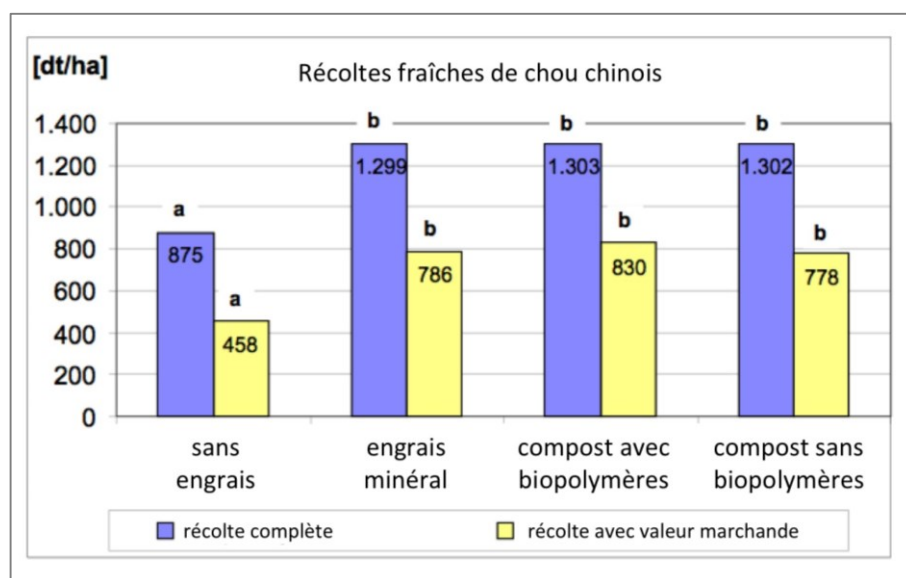
Les polymères (ou particules de polymères) dans le compost pourraient représenter une problématique de contamination, il est donc important d'avoir un système permettant de départager le compost fini des résidus de polymères. Cette problématique n'est pas aussi sérieuse que celle des océans, puisqu'elle est localisée et ne contaminera pas les végétaux issus du compost. Le tamisage est également une solution qui peut être utilisée pour retirer les particules de plastique résiduelles. Les fragments de plastique présents dans le compost représentent une pollution visuelle plutôt qu'une réelle menace, à moins de lixivier vers des cours d'eau et s'ajouter à la pollution marine.

Kale et autres (2007) font état de différentes analyses de cas reliées à la contamination du compost par le plastique et autres corps étrangers. Des échantillons de compost municipal ayant fait l'objet de tamisage (dans des grillages de 1 à 4 mm) et séchages répétés étaient toujours contaminés par des polymères (à raison de 1,9 % du compost séché en moyenne). Pour des échantillons tamisés avec des grillages de 4 mm à 25 mm, la contamination variait de 3,5 à 6,6 % du poids du compost séché.

Klauss et Bidlingmaier (2004) ont procédé au compostage de biopolymères avec des déchets organiques dans un centre de compostage industriel. Aucun impact négatif n'a pu être détecté sur les installations de compostage ni sur le processus de compostage. Le plus grand impact a été sur le tri manuel; lorsque de grandes quantités d'impuretés conventionnelles se retrouvaient dans les

matières compostables, les trieurs avaient de la difficulté à distinguer les sacs compostables des sacs de plastique traditionnels et retiraient les deux types de sacs des matières compostables (Klauss and Bidlingmaier, 2004).

Le compost produit lors de ce test a été utilisé comme engrais sur des parcelles de chou chinois. Quatre parcelles identiques ont permis la comparaison d'un sol sans engrais, un sol avec engrais minéral, un sol amendé de compost avec biopolymères (1 %) et un sol amendé de compost régulier. Le rendement agricole n'a pas été affecté par le compost avec biopolymères, tel qu'on peut le constater à la figure 3.6.



**Figure 3.6 Récoltes fraîches de chou chinois** (traduit de : Klauss and Bidlingmaier, 2004, p.50).

### 3.5 Impacts reliés à la culture de biomasse sur des terres arables

La culture de biomasses sur les terres arables est souvent citée comme étant neutre en carbone. Comme le carbone est émis pendant une combustion de ressources fossiles, les opérations d'agriculture demeurent responsables de bon nombre d'émissions. Le changement d'affectation des sols, l'utilisation d'OGM et de pesticides et l'utilisation de divers engrais ont également un impact considérable sur l'environnement.

#### 3.5.1 Changements d'affectation des sols et émissions d'azote et de GES

Les données relatant des effets des biopolymères sur la gestion des terres arables sont peu présentes dans la littérature. Plusieurs biopolymères et biocarburants étant issus des mêmes



cultures agricoles, les impacts dérivés de ces cultures et recensés par la littérature seront donc les références utilisées pour juger de ces impacts.

Les matériaux bruts issus des végétaux sont neutres pour le climat. Pour statuer sur l'impact qu'ont les biopolymères sur le climat et l'environnement, il faut prendre en compte toute la chaîne de production, de la culture des plants jusqu'à l'élimination du produit fini.

L'utilisation de biopolymères permet de réduire l'utilisation de ressources fossiles comme matériau brut; la production agricole de biopolymères pourrait toutefois avoir des effets néfastes pour l'environnement, tels que l'érosion du sol, l'eutrophisation des eaux de surface et souterraine ainsi que la fragmentation d'habitats (Piemonte and Gironi, 2011).

Gallagher et autres (2008) estiment que de 144 à 334 millions d'hectares de terres agricoles supplémentaires seront nécessaires afin de répondre aux besoins mondiaux d'alimentation d'ici 2020. La culture de biomasse visant la production de bioproduits et de bioénergie s'additionne à ces hectares.

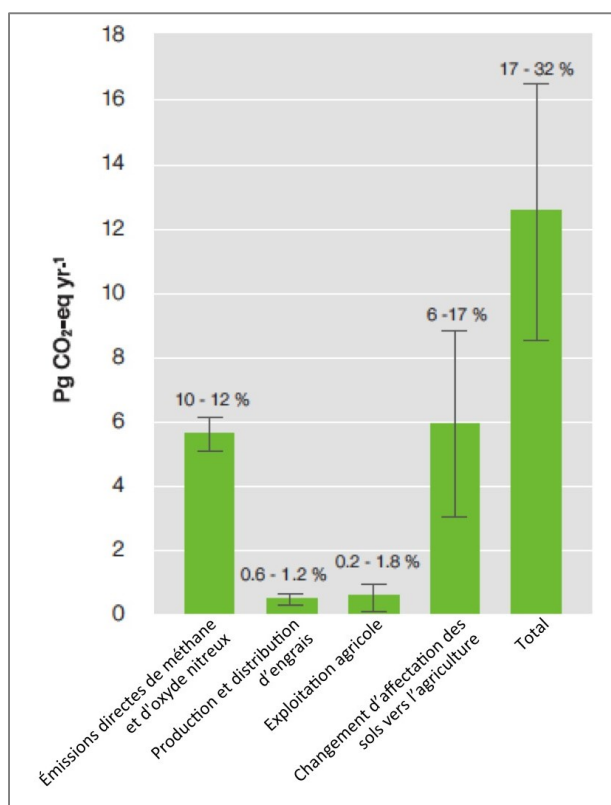
De 40 à 50 % de la surface de la Terre sont consacrés à l'agriculture. L'agriculture aurait contribué à environ 10 à 12 % des émissions mondiales de GES en 2005 (incluant les GES dus à l'élevage du bétail). De toutes les émissions de GES anthropiques, l'agriculture serait le principal émetteur de protoxyde d'azote ( $N_2O$ ) avec 60 % des émissions et le principal émetteur de  $CH_4$  pour 50 % des émissions. Le  $N_2O$  est produit par la transformation de l'azote (N) dans les sols et les résidus animaux et est donc associé aux intrants d'azote comme engrais en agriculture. Le  $CH_4$ , quant à lui, est principalement relié à la décomposition anaérobie due aux ruminants et à la production de riz. Mondialement, les émissions de  $N_2O$  se sont accrues de près de 17 % entre 1990 et 2005 (Smith et autres, 2007).

### **Changement d'affectation des sols**

Un impact important sur les émissions de gaz à effet de serre peut être constaté lorsque survient un changement (direct ou indirect) d'affectation des sols; la conversion de forêts et de prairies en terres cultivables représente une importante source de GES. Le changement d'affectation des sols, pour lequel les émissions de GES sont comptabilisées séparément, serait responsable de 6 à 17 % des émissions de GES. Les émissions indirectes reliées à la production, à la distribution, aux opérations, à l'exploitation, telles que l'irrigation, ajouteraient de 0,8 à 3,2 % aux émissions de GES.

Les activités agricoles ainsi que le changement d'affectation des sols contribueraient à un total de 32,2 % de toutes les émissions directes et indirectes de GES. La figure 3.7 illustre la contribution totale des activités agricoles dans les émissions de GES (Bellarby et autres, 2008).

Les émissions de GES sont associées au labourage de forêts ou de prairies; des émissions supplémentaires de N<sub>2</sub>O surviennent avec des applications d'engrais azoté ainsi que la décomposition des matières organiques dans le sol (Piemonte and Gironi, 2011).



**Figure 3.7 Contribution totale des activités agricoles aux émissions de GES, incluant les émissions reliées au changement d'affectation des sols.** La contribution totale comprend les émissions directes (CH<sub>4</sub> et N<sub>2</sub>O issus de l'agriculture) et indirectes (CO<sub>2</sub> de combustibles fossiles et changement d'affectation des sols vers l'agriculture). Les pourcentages indiqués sont reliés aux émissions mondiales de GES (traduction libre de : Bellarby et autres, 2008, p.5)

Lors de la conversion d'habitats naturels en terres arables, d'importantes émissions de CO<sub>2</sub> surviennent suite à la combustion ou la décomposition microbienne de la biomasse et des sols qui emmagasinaient le carbone. Après une émission rapide de GES lors du défrichage de la terre par le feu ou par la décomposition des feuilles et des fines racines, il y a une libération prolongée de GES suite à la décomposition des morceaux plus volumineux (Piemonte and Gironi, 2011). La conversion

de forêts tropicales, de tourbières, de savanes ou de pâturages au Brésil, en Asie du Sud-est et aux États-Unis pour des biocarburants crée une importante dette de carbone, relâchant de 17 à 420 fois plus de CO<sub>2</sub> que les réductions d'émissions de GES promises par ces biocarburants; les biocarburants issus de la biomasse de déchets ou de biomasse poussant sur des terres agricoles abandonnées et occupées par des vivaces n'entraînent pas de dette en carbone et offrent des avantages immédiats et durables en ce qui concerne les émissions de GES (Fargione et autres, 2008). Fargione et autres (2008) ont souligné que les biocarburants produits sur des terres converties seraient des émetteurs positifs de GES pour de longues périodes de temps, comparativement aux ressources fossiles. Seuls deux types de cultures seraient viables en matière de GES, soit l'éthanol de canne à sucre et le biodiésel de soja. Ils en concluent que toute stratégie de développement de biocarburants basée sur un changement d'affectation de sol à partir d'un écosystème indigène serait contreproductive.

La culture du maïs, prépondérante en Amérique du Nord pour les biocarburants, représenterait non pas des économies en termes de GES, mais plutôt des émissions nettes doublées sur une période de 30 ans en réponse au changement d'affectation des sols, représentant des augmentations de GES pour une période de 167 années. Ces mêmes biocarburants, s'ils étaient issus d'une culture fourragère pérenne telle le panic raide, poussant sur des terres de maïs étatsuniennes, représenteraient une augmentation des émissions de 50 %. De tels constats remettent en question l'utilisation de l'agriculture pour des bioproduits et démontrent la valeur d'utiliser des déchets pour ceux-ci (Searchinger et autres, 2008). Il faudrait que les biocarburants soient issus de vivaces poussant sur des terres dégradées et de déchets de biomasse pour réduire la destruction d'habitats, la compétition alimentaire et la dette de carbone, tous associés au déboisement direct et indirect aux fins de production de biocarburant (Fargione et autres, 2008). Ces impacts s'ajoutent à la destruction d'habitats en Amazonie (pour la culture du soja) et en Asie du Sud-est (pour la culture du palmier), à la réduction de la qualité de l'air, de l'eau et des sols, aux pressions accrues sur les réserves d'eau pour irriguer les terres ainsi qu'aux pertes de terres des peuples indigènes et aux mauvaises conditions de travail sur les nouvelles plantations (Gallagher et autres, 2008).

## **Séquestration du carbone**

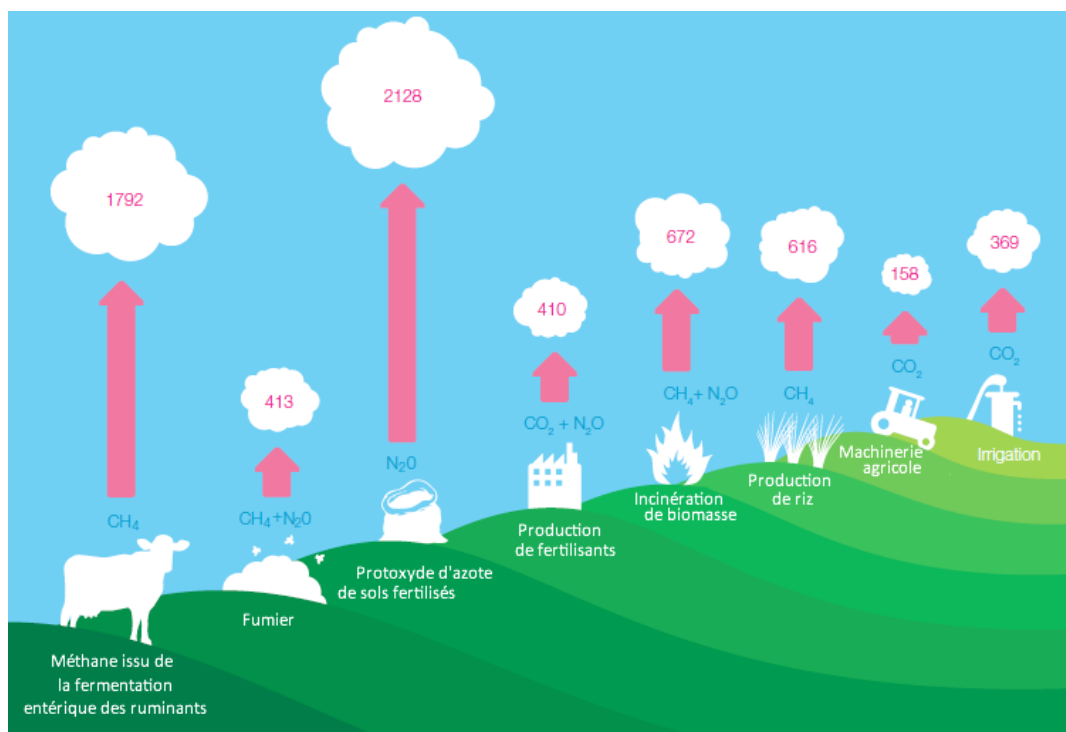
La quantité de carbone emmagasinée dans les terres cultivées est la plus faible de tous les types de sols, à l'exception des déserts et semi-déserts. Ainsi, tout changement de sol pour une terre cultivée entraînera une émission nette de carbone. C'est l'expansion des terres agricoles vers les forêts tropicales qui continue à représenter un des problèmes majeurs de l'agriculture industrielle. (Bellarby et autres, 2008)

La perte de forêts matures et de prairies amène une perte supplémentaire de séquestration du carbone que les plants auraient accumulé chaque année; cette perte de séquestration représente un équivalent en émissions de GES supplémentaires (Searchinger et autres, 2008).

La faible concentration de carbone dans les terres cultivées indique qu'il y a là un fort potentiel d'amélioration des pratiques agricoles qui permettraient d'y séquestrer du carbone. La restauration du carbone dans le sol cultivé représente le plus grand potentiel d'atténuation, grâce à une saine gestion des terres cultivées. Cette gestion inclut d'éviter les sols dénudés, susceptibles à l'érosion et au lessivage des engrais et qui contiennent moins de carbone que les mêmes sols recouverts de végétation. Les cultures de couverture (qui absorbent l'azote minéral) utilisées entre des cultures et les cultures dérobées (cultures herbagères servant de pièges à nitrates) utilisées en jachère atténueraient également les GES. Une utilisation optimale d'engrais azoté aurait aussi un impact important (au bon moment, au bon endroit, dans des quantités optimales). Finalement, réduire la dépendance aux engrais en gérant mieux les cultures grâce aux rotations avec des légumineuses ou autres cultures serait une méthode d'atténuation à préconiser. La pratique qui consiste à brûler les résidus des récoltes est à proscrire. Finalement, un labourage minimal ou nul permet d'augmenter le carbone dans le sol; en situation d'agriculture industrielle, l'augmentation de l'utilisation de pesticides ou de machinerie pourrait annuler les avantages de non-labourage. (Bellarby et autres, 2008; Smith et autres, 2007)

Les émissions de GES pourraient également être réduites par la substitution des énergies fossiles par l'énergie issue de matières premières agricoles (résidus de cultures, fumier, cultures désignées pour l'énergie), advenant un bilan positif de ces énergies renouvelables (Smith et autres, 2007).

La figure 3.8 illustre les sources de GES issues de l'agriculture, en excluant les émissions liées au changement d'affectation des sols. Les engrais, l'incinération de la biomasse, la machinerie et l'irrigation représentent une quantité non négligeable d'émissions.



**Figure 3.8 Sources de GES en agriculture, sur une base d'équivalence de Mt CO<sub>2</sub>, excluant les changements d'affectation des terres** (traduit de : Bellarby et autres, 2008, p.7)

### 3.5.2 Eutrophisation et acidification

Les matériaux biosourcés auraient un impact sur l'eutrophisation des cours d'eau lorsqu'ils sont issus de la production agricole industrielle, principalement en raison du lessivage de nitrates et phosphates à la suite de l'application d'engrais azotés ainsi que des émissions ammoniacales lors de l'application de fumier (Weiss et autres, 2012). Une multiplication importante d'algues s'en suit; elles consomment l'oxygène de l'eau, rendant le milieu inhabitable pour les poissons et autres organismes supérieurs (Galloway et autres, 2003). Advenant la décomposition de biopolymères dans les cours d'eau, ils y représenteront une source supplémentaire de débris organiques.

### 3.5.3 Problématiques associées à l'utilisation d'engrais azotés

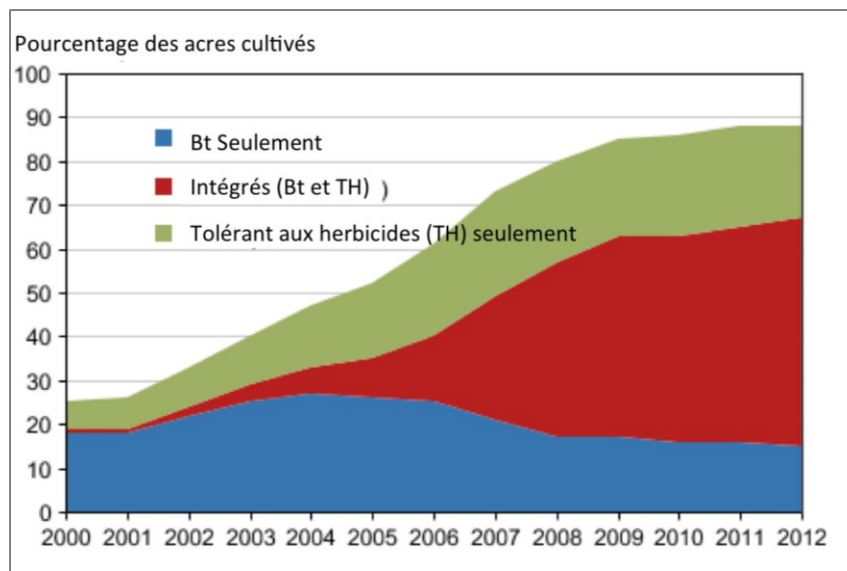
Le cycle de l'azote est illustré en détail à l'annexe 3; un apport d'azote est essentiel pour le développement des plantes. L'utilisation de N<sub>2</sub> en agriculture est la principale source anthropique

d'espèces azotée radicalaire (Nr). Il se libère par la volatilisation des fertilisants ( $\text{NH}_3$ ) et par les réactions de nitrification/dénitrification ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) dans le sol. Des composés azotés ( $\text{NO}_x$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ) sont également générés lors de procédés de combustion associés aux opérations d'exploitation agricole. La circulation de Nr dans l'atmosphère, l'hydrosphère et la biosphère a plusieurs conséquences qui s'amplifient avec le temps. Le même atome de Nr a des effets multiples sur les écosystèmes et la santé humaine. Le Nr peut se convertir en différents composés ( $\text{NH}_3$ ,  $\text{N}_2\text{O}$ ,  $\text{NO}_x$ ,  $\text{NO}_3^-$ ) qui ont un impact sur l'ozone troposphérique, l'acidification, l'hypoxie, l'appauvrissement de la couche d'ozone stratosphérique et les changements climatiques (Galloway et autres, 2003).

#### **3.5.4 Utilisation des organismes génétiquement modifiés (OGM)**

Les OGM représentent une problématique en elle-même. La multiplication de leur utilisation à des fins non alimentaires n'est pas sans conséquence. Les OGM ne sont pas testés de façon entièrement indépendante et il est impossible de savoir s'ils ont une performance telle que celle publicisée; les entreprises d'agrotechnologie se sont donné un droit de véto sur le travail de recherche indépendant. Une entente limitative accompagne les achats de semences OGM, permettant de protéger la propriété intellectuelle du fabricant. Ces ententes interdisent explicitement l'utilisation, le don ou la revente de leurs semences à des fins de recherche indépendante. Sous la menace de poursuites, les chercheurs ne peuvent pas explorer les différentes conditions sous lesquelles ces semences performant ou non et ne peuvent pas déterminer s'il existe des effets non désirables sur l'environnement. Une entente (*Academic Research Licenses*) est conclue en 2009 entre les semenciers membres de la *American Seed Trade Association* et une centaine d'universités étatsuniennes à vocation agricole pour permettre la recherche sur des sujets spécifiés dans l'entente (rendement, efficacité, analyse de la gestion et de la résistance des ravageurs, interaction de traits introduits avec l'environnement) (Stutz, 2010).

La figure 3.9 illustre qu'aux États-Unis, 88 % de la surface de maïs cultivée étaient issus de la biogénétique en 2012 alors qu'elle représentait à peine plus de 25 % des cultures en 2000 (Fernandez-Cornejo, 2012). Bien que les biopolymères puissent être faits à partir de divers matériaux bruts, la majorité des biopolymères actuellement sur le marché sont issus d'amidon; le maïs est la matière première la plus fréquemment utilisée (Sustainable Biomaterials Collaborative, 2013). Les effets environnementaux reliés à l'utilisation des OGM peuvent donc s'appliquer aux biopolymères.



**Figure 3.9 Adoption de cultures de maïs OGM aux États-Unis entre 2000 et 2012, par type d'OGM** (traduction libre de : Fernandez-Cornejo, 2012).

L'adoption massive de semences OGM a pour effet de réduire l'utilisation de variétés adaptées aux conditions locales et, du même coup, la diversité génétique que la nature offre, tout en augmentant la dépendance à quelques semenciers.

Pour plusieurs types de récoltes, transgéniques ou non, peu d'informations sur la toxicité humaine ou environnementale sont disponibles puisque les données soumises aux agences gouvernementales sont déclarées confidentielles et ne sont pas partagées par la communauté scientifique (Waltz, 2009).

Une revue de littérature effectuée par Domingo (2007) souligne que, parmi les articles publiés par la presse scientifique pendant la décade étudiée, peu réfèrent aux risques toxicologiques associés à la consommation d'OGM pour les animaux et les humains. Les références démontrant l'innocuité de l'utilisation des pommes de terre, du maïs, du soya, du riz, des concombres, des tomates, des poivrons doux, des pois et des plants de canola étaient très limitées et la plupart n'étaient pas produites par les semenciers. La conclusion de l'article est sans ambiguïté : où sont les preuves scientifiques démontrant que les aliments et plantes OGM sont sécuritaires sur le plan toxicologique?

Domingo et Bordonaba (2011) reprennent le travail et publient une seconde revue de littérature, permettant de démontrer que de nouvelles études ont été conduites sur le sujet; les auteurs

soulignent que la plupart des études recensées démontrant que les OGM sont sécuritaires ont été menées par les entreprises de biotechnologies (ou leurs associés), également responsables de commercialiser leurs produits.

Seules les études approuvées par les entreprises de biotechnologie paraissent dans des publications révisées par des pairs; dans un certain nombre de cas, la publication de résultats d'expériences ayant reçu un accord implicite de ces entreprises a été bloquée, à la suite de résultats non flatteurs. De tels gestes restreignent les études sérieuses et peuvent mettre en doute les résultats en réponse à des campagnes de diffamation orchestrées par les entreprises de biotechnologie. De nombreux auteurs ayant publié des résultats peu flatteurs au sujet d'OGM auraient été la cible d'intimidation et de menaces, discrédités, accusés de publier de la mauvaise science (Antoniou et autres, 2012).

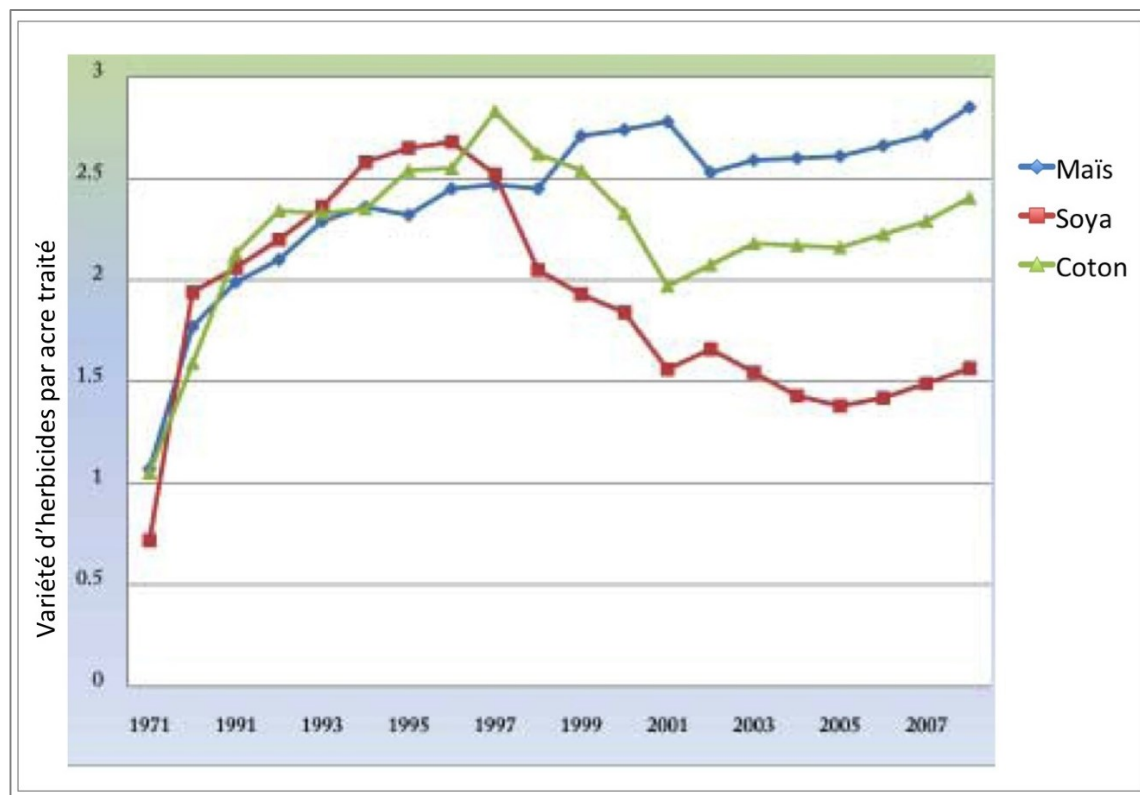
Les cultures OGM Bt (*Bacillus thuringiensis*) ne sont pas spécifiques à l'insecte visé au départ et affectent un bon nombre d'organismes non visés, dont des insectes bénéfiques (coccinelles, papillons, chrysopes) (Antoniou et autres, 2012).

La colonisation sur les plants OGM de champignons bénéfiques (champignon mycorhizien à arbuscules), organismes symbiotiques qui pénètrent les cellules des racines de la plante hôte, serait réduite lors d'applications d'engrais restreintes (Cheeke et autres, 2011).

### **3.5.5 Utilisation de pesticides**

L'utilisation de pesticides s'est accrue de 144 kilos pendant les treize premières années d'utilisation commerciale de cultures transgéniques, comparativement à la quantité de pesticides qui aurait été utilisée en l'absence de semences tolérances aux herbicides ou de semences Bt. L'adoption rapide de semences tolérantes aux herbicides, plus particulièrement résistantes au glyphosate, par les agriculteurs, s'est traduite par une augmentation excessive de l'utilisation de l'herbicide glyphosate; de mauvaises herbes sont, en contrepartie, devenues résistantes au glyphosate. Cette résistance s'est accompagnée d'applications supplémentaires d'herbicides multiples (dont le paraquat et le 2,4-D) et pousse les agriculteurs à miser davantage sur le labourage des sols, lequel est contre indiqué pour réduire les émissions de GES. L'une de ces mauvaises herbes, l'amarante à racine rouge (*Amaranthus palmeri*) s'est propagée et représente maintenant une menace pour la culture du coton. La figure 3.10 démontre qu'en 36 années, la variété moyenne d'herbicides utilisés pour la culture du maïs est passée d'un à presque trois (Benbrook, 2009).





**Figure 3.10 Variété d’herbicides utilisés pour la gestion des mauvaises herbes entre 1971 et 2008 sur le maïs, le soya et le coton** (extrait de : Benbrook, 2009, p.10).

Les pesticides peuvent avoir un impact important sur les communautés aquatiques. La plupart des recherches reliées à l’utilisation de pesticides sont faites dans des laboratoires sur des espèces uniques, plutôt que dans des écosystèmes. Une des recherches expérimentales les plus complètes portant sur l’effet qu’ont les pesticides sur la biodiversité de communautés aquatiques a été menée dans un écosystème abritant 25 espèces animales ainsi que des algues, en utilisant quatre pesticides communs (deux insecticides, le carbaryl et le malathion; deux herbicides, le glyphosate et le 2,4-D). Les insecticides réduisaient la diversité du zooplancton et des insectes prédateurs et semblaient avoir un effet positif indirect sur certaines espèces de têtards et aucun effet sur les escargots. Les deux herbicides n’ont pas eu d’effet sur le zooplancton, les insectes prédateurs, ni les escargots. Le 2,4-D n’a eu aucun effet sur les têtards. Cependant, le glyphosate (Roundup) a fait disparaître deux espèces de têtards et pratiquement éliminé une troisième, résultants en un déclin de 70 % de la biodiversité de têtards. La diversité des espèces a été réduite de 15 % avec le carbaryl, de 30 % avec le malathion et de 22 % avec le glyphosate, alors que le 2,4-D n’a eu aucun effet sur la diversité (Relyea, 2005).

Les produits biosourcés ont un impact notable sur l'environnement. L'utilisation de pesticides et d'organismes génétiquement modifiés peut avoir de sérieuses conséquences sur la biodiversité, particulièrement pour les milieux marins ainsi que pour les insectes bénéfiques. Une plus grande utilisation d'engrais azotés et leur lessivage vers les cours d'eau mène à leur eutrophisation, en plus d'impacts sur la santé humaine ainsi que sur les GES.

D'autre part, les polymères traditionnels, en raison de leur grande stabilité, présentent une masse volumique plus importante que celle du zooplancton dans l'océan Pacifique. Cette donnée est alarmante, d'autant plus que ces polymères adsorbent les polluants persistants et les concentrent. Une fois ingérés, ils s'insèrent et subissent une bioamplification dans la chaîne alimentaire; cette bioamplification peut avoir de graves conséquences, puisque plusieurs substances persistantes ont un impact sur le biote, dont un effet de perturbateur endocrinien.

#### **4 GESTION DES MATIÈRES RÉSIDUELLES**

Les déchets d'emballage contribuent à la génération de matières résiduelles; aux États-Unis, en 2003, les déchets d'emballage et les contenants participaient pour 31,6 % du total des déchets urbains générés, soit 74,8 millions de tonnes de déchets. En Europe, ils contribuent à 25 % du total des déchets urbains générés, pour un total de 56,3 millions de tonnes (Kale et autres, 2007).

La grande majorité des emballages de plastique utilisés pour des applications alimentaires et médicales sont rejetés dans des LET, en partie parce qu'ils sont contaminés, ce qui réduit leur possibilité d'être recyclés. Ils finissent donc dans ces sites et requièrent de l'espace supplémentaire en site d'enfouissement pour répondre aux besoins grandissants d'entreposage de déchets. Le compostage d'emballages biosourcés représenterait donc un potentiel de réduction de déchets ultimes dans les LET, même contaminés. Il pourra être converti en CO<sub>2</sub>, eau et humus en quelques mois, idéalement dans un centre de compostage (Kijchavengkul and Auras, 2008; Kale et autres, 2007).

La réduction des DU fait partie des objectifs de plusieurs gouvernements, dont celui du Québec qui vise à prévenir et à réduire la production des 13 millions de tonnes de matières résiduelles produites chaque année dans la province (Recyc-Québec, 2011).

En 2006, une étude portant sur les comportements et attitudes des Québécois face à la récupération des contenants consignés de boissons gazeuses conclut que 27 % des boissons gazeuses, consommées à l'extérieur du domicile, causent un problème (Ad hoc recherche, 2006). 64 % de ces contenants seraient retournés, comparativement à 90 % de ceux qui sont consommés à la maison. Les consommateurs ont affirmé ne pas les rapporter pour les raisons suivantes :

- 22 % trouvent le geste trop compliqué;
- 20 % trouvent encombrant le contenant, ne savent pas comment l'entreposer;
- 12 % trouvent le magasin trop loin pour le rapporter.

De ces contenants, ce sont 57 % des bouteilles en plastique qui auraient été mises à la poubelle lorsque consommées hors foyer.

La même problématique a été identifiée sur un autre continent aux habitudes de vie pourtant similaires; en Australie, les objectifs gouvernementaux mis en place ne pouvaient être atteints. Ce sont des différences importantes observées entre les habitudes de recyclage à la maison et celles

hors foyer qui ont fait l'objet de nouvelles recommandations visant l'augmentation du taux de recyclage, une réduction des matières vouées à l'enfouissement et des externalités environnementales, dont les débris relâchés dans l'environnement. Alors que les contenants destinés à des boissons y étaient recyclés à 60 % à la maison, seulement 22,3 % de ces derniers étaient déposés dans des contenants, lorsque consommés hors foyer. Les statistiques sur les matières plastiques, pour leur part, démontraient que 51,7 % des plastiques sont déposés au bac de recyclage à la maison, mais seuls 23,1 % de ceux consommés hors foyer s'y retrouvaient (Standing Council on Environment and Water, 2011).

De nouvelles voies pour les déchets générés hors foyer doivent donc être dessinées pour que le taux de recyclage et valorisation des matières puisse être rehaussé.

Il existe diverses voies pour réduire ou éliminer les déchets, dont :

- L'enfouissement;
- L'incinération et la récupération d'énergie;
- La réduction à la source, soit une utilisation moindre de matières;
- La réutilisation des emballages;
- Le recyclage.

#### **4.1 L'enfouissement**

La quantité de matières résiduelles éliminées par habitant au Québec en 2011 est de 74 kg (Recyc-Québec, 2012). Environ 10 % des matières éliminées issues de collectes municipales étaient composés de plastique, tel qu'en font foi les données présentées au tableau 4.1. De ces matières, la proportion de plastiques issus des industries, commerces et institutions (ICI) grimpait à 14 %, possiblement en raison des emballages de produits ainsi que des déchets reliés à l'alimentation. En 2011, les ICI ont généré un total de 27 000 tonnes de plastiques comparativement aux 23 000 tonnes de plastiques ramassées lors de collectes municipales.

**Tableau 4.1 Quantités de matières éliminées en 2011 au Québec selon provenance** (tiré de : Recyc-Québec, 2012, p.18)

Matières	Collectes municipales*		Collectes de résidus ICI		Collectes de résidus de CRD		TOTAL	
	(tonnes)	(%)	(tonnes)	(%)	(tonnes)	(%)	(tonnes)	(%)
Papier et carton	218 000	9 %	302 000	15 %	22 000	3 %	542 000	10 %
Verre	50 000	2 %	33 000	2 %	3 000	0 %	86 000	2 %
Métal	85 000	3 %	65 000	3 %	18 000	2 %	168 000	3 %
Plastique	238 000	10 %	277 000	14 %	32 000	4 %	547 000	10 %
Matières organiques**	1 419 000 <sup>22</sup>	58 %	809 000 <sup>22</sup>	41 %	20 000	3 %	2 248 000	41 %
Encombrants et résidus de CRD	278 000	11 %	329 000	17 %	605 000	79 %	1 212 000	22 %
RDD***	8 000	0 %	15 000	1 %	2 000	0 %	25 000	0,5 %
Textiles	102 000	4 %	56 000	3 %	3 000	0 %	161 000	3 %
Autres****	43 000	2 %	97 000	5 %	65 000	8 %	441 000	8 %
<b>TOTAL 2011</b>	<b>2 441 000</b>		<b>1 983 000</b>		<b>770 000</b>		<b>5 430 000</b>	

L'enfouissement représente une option malheureusement peu durable; aucun des matériaux qui y sont déposés ne sera valorisé.

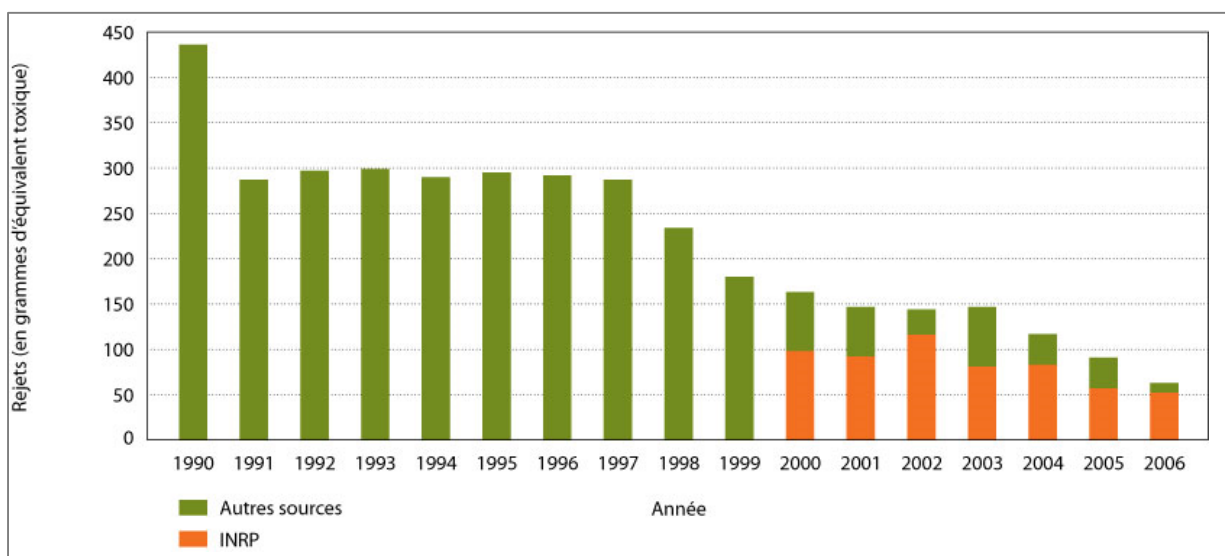
#### 4.2 L'incinération et la récupération d'énergie

Selon l'Association canadienne de l'industrie des plastiques (2013), cette technologie permettrait de produire 550 kilowattheures nets d'énergie grâce à une tonne de déchets. Une usine typique traiterait environ 2 000 tonnes de déchets par jour, ce qui permettrait de produire environ 50 mégawatts nets d'électricité, soit la consommation moyenne d'électricité d'environ 60 000 foyers.

Uniquement 4 % des déchets municipaux canadiens sont traités par des technologies de récupération d'énergie, dans quatre installations distinctes, soit à Québec, à Charlottetown, dans la région de Peel ainsi qu'à Burnaby. Elles traitent approximativement 1,5 million de tonnes de déchets annuellement (Association canadienne de l'industrie des plastiques, 2013).

Cette méthode permet de réduire l'enfouissement; en contrepartie, pendant l'incinération, des substances dangereuses peuvent être émises dans l'atmosphère. Le PVC et des additifs halogénés sont souvent présents dans les résidus de plastiques; leur incinération pourrait résulter en rejets de polluants atmosphériques dont certains polluants organiques persistants tels que les dioxines et furanes (Wang et autres, 2003). Ce sont ces émissions qui freinent l'utilisation de l'incinération en tant que méthode de gestion des résidus de polymères (Hopewell et autres, 2009).

Comme illustrées à la figure 4.1, les émissions de dioxines et furanes au Canada ont fortement diminué de 1990 à 2006. La plus haute diminution enregistrée en une seule année (1990-1991) découle de la fermeture de plusieurs petits incinérateurs. Les installations de gestion des déchets et les incinérateurs constituent les principales sources de dioxines et furanes déclarés à l'inventaire national des rejets de polluants (Environnement Canada, 2011).



**Figure 4.1 Émissions de dioxines et furanes (excluant les sources à ciel ouvert) de 1990 à 2006** (tiré de : Environnement Canada, 2011).

#### 4.3 La réduction à la source

La réduction de matière première utilisée par un produit fini représente une excellente façon d'éliminer de diminuer la problématique des matières résiduelles. Une dichotomie se présente; des facteurs économiques poussent les fabricants à réduire l'utilisation de matières premières alors que l'esthétique pousse souvent les fabricants à bonifier l'emballage (Hopewell et autres, 2009).

#### 4.4 La réutilisation des emballages et le système de consignment

Au Québec, le système de consignment imposé à certains contenants à remplissage unique (bière et de boissons gazeuses) a permis de récupérer et mettre en valeur 45 000 tonnes de verre, de métal et de plastique en 2010; de ce total, 8 000 tonnes de plastique ont été récupérées grâce à la consigne. Le taux de récupération a atteint 73 % du tonnage de contenants (et 68 % du nombre de contenants) en 2010 (Recyc-Québec, 2012). La consigne représenterait donc le moyen le plus efficace utilisé au Québec pour assurer la récupération du plastique. Elle a même un avantage

indirect, puisque les déchets consignés ont plus de chances d'être ramassés dans l'environnement et rapportés pour leur valorisation que ceux qui n'ont pas de valeur.

La distance entre les fabricants et les points de collecte représenterait le facteur le plus limitatif dans l'établissement de consignes supplémentaires. La gamme d'emballages sur le marché, permettant une personnalisation des produits, rend également l'élargissement de la consigne impraticable (Hopewell et autres, 2009).

Le Gouvernement du Québec, par l'entremise de la législation et de la réglementation de l'article 53.30 de la *Loi sur la qualité de l'environnement*, habilite le gouvernement à adopter divers règlements ainsi que de prescrire des systèmes de consignation sur les contenants, en lui donnant les pouvoirs de :

« 8° prescrire, dans les cas et aux conditions qu'il détermine, tout système de consignation applicable aux contenants, emballages, matières ou produits;

9° fixer une consigne payable à l'achat de tout contenant, emballage, matière ou produit pouvant être valorisé et qui, lors du retour, est remboursable soit en totalité soit, selon ce qui est prescrit en vertu du paragraphe 10°, en partie seulement;

10° déterminer quelle proportion de la consigne payée en application du paragraphe 9° constitue des frais exigibles pour la gestion, la promotion ou le développement de la valorisation, proportion qui ne sera pas remboursable lors du retour. »

Au Québec, en 2012, les contenants consignés à 5 ¢ ont été rapportés en moyenne à 66,5 % (73,7 % en incluant les contenants récupérés lors de la collecte sélective) (Boissons Gazeuses Environnement, 2012).

Depuis 1996 en Nouvelle-Écosse, la consigne est prescrite pour tous les contenants de boissons prêtes à servir (à l'exception du lait, des produits du lait, de boissons de soya, substituts de repas et de concentrés); 8 contenants à boisson sur 10 y sont recyclés. Les contenants sont principalement consignés à 10 ¢ alors que 5 ¢ sont remis au consommateur; les 5 ¢ restant servent à financer les services de recyclage et compostage de la province. Le taux de recyclage des contenants de breuvages a atteint 80,9 % en 2012 (RRFB Nova-Scotia, 2013).

Selon Morawski (2008), l'augmentation de la consigne de 5 à 10 cents entraînerait une hausse du taux de récupération d'au moins 10 %, une estimation prudente selon l'auteure. Quant à l'argument desservi par les fabricants, aucune recherche disponible ne démontre qu'il existe une chute directe des ventes en rapport avec une nouvelle consigne ou une augmentation de la consigne. L'auteure

ajoute qu'aucune province canadienne ou aucun État américain ne peut montrer un taux de recyclage semblable à ceux des provinces et des États utilisant un programme de consignation. Les résultats démontrent que l'augmentation la plus notable du taux de récupération est obtenue en augmentant la valeur de la consigne de 5 à 10 cents et en incluant les bouteilles d'eau ainsi que les contenants de vin et de spiritueux dans le programme de consignation. Mieux encore, augmenter la consigne de 5 à 10 cents et inclure les bouteilles d'eau et les contenants de vin et de spiritueux préviendrait l'émission de 52 000 tonnes de GES grâce à l'augmentation du recyclage. Cette diminution d'émissions équivaut au retrait de 9 524 voitures des routes chaque année.

L'élargissement de la consigne permettrait de générer plus de 7 millions additionnels en consignes non réclamées, permettant de compenser les coûts du système. L'abolition du système de consigne, quant à elle, aurait des effets néfastes sur l'environnement; les contenants générés hors domicile et ceux provenant des édifices à logements multiples, où le recyclage ne se fait pas de manière pratique, se retrouveraient en fin de compte avec les matières enfouies (Morawski, 2008).

Le tableau 4.2 illustre les différents taux de récupération qui seraient atteints pour le PET au Québec selon quatre scénarios. L'augmentation de la consigne à 10 et son élargissement aux contenants d'eau, de vins et de spiritueux permettraient d'augmenter le taux de récupération de 10 % pour les contenants de boissons gazeuses, de 45 % les bouteilles d'eau et de 27 % les contenants de vins et spiritueux, résultats qui permettraient au Québec de se positionner comme chef de file en matière d'environnement et de recyclage.

**Tableau 4.2 Taux de récupération des contenants de PET selon quatre scénarios** (inspiré de : Morawski, 2008, p.29)

Type de boisson	Type de matière	Taux de récupération total (2007)	Augmentation de la consigne (de 5 à 10 cents)	Élargissement de la consigne (eau, vins et spiritueux)	Augmentation et élargissement de la consigne	Révocation du programme de consignation en faveur de la collecte sélective
Boisson gazeuse	PET	73 %	80 %	73 %	83 %	51 %
Eau	PET	38 %	38 %	73 %	83 %	38 %
Vins et spiritueux	PET	54 %	54 %	81 %	81 %	54 %

Selon Morawski (2008), le PET récupéré grâce à un programme de consigne peut être utilisé comme matière première vers la production de nouvelles bouteilles en PET (recyclage haut de gamme), avec



un rendement approximatif de 95 %. Ce PET propre avait en 2008 une valeur d'environ 61,5 ¢ le kilogramme. Le PET récupéré, grâce à un programme de collecte en bordure de rue, peut seulement être utilisé pour des fibres comme celles pour la fourrure et les tapis (recyclage bas de gamme), et son rendement varie de 60 à 75 %. Ce PET bas de gamme ne vaut que 39,6 ¢ le kg environ.

#### 4.5 Le recyclage

En 1988, l'Association canadienne de l'industrie des plastiques (appelée la Société des industries du plastique du Canada à l'époque) a mis en place un système de codification des différents types de plastiques afin de faciliter le tri et le recyclage des bouteilles et des contenants de plastique. Les contenants portant les numéros de 1 à 7, à l'exception du 6, sont récupérés dans la majorité des municipalités du Québec.

La caractérisation des plastiques retrouvés dans les bacs de recyclage québécois, en comparaison aux quantités présentes dans les collectes de déchets, a permis d'estimer que seuls 33 % des plastiques résiduels se retrouvaient dans ces bacs. De ces plastiques récupérés par les municipalités lors des collectes sélectives de matières recyclables, seulement 16 % ont pu être mis en valeur (c'est-à-dire expédiés à des conditionneurs, recycleurs et courtiers pour être recyclés). Le tableau 4.3 révèle les taux de récupération et de mise en valeur du secteur résidentiel en 2010 au Québec. Selon Recyc-Québec (2012), les marchés actuels ainsi que les techniques de tri ne permettent pas de mettre en valeur la totalité des matières reçues.

**Tableau 4.3 Comparaison des taux de récupération et de mise en valeur en 2010 au Québec** (taux de récupération des matières généralement acceptées par la collecte sélective) (tiré de : Recyc-Québec, 2012, p.7)

Matières	Étude de caractérisation du secteur résidentiel 2010 - taux de récupération	Taux de mise en valeur 2010
Papier et carton	71 %	75 %
Métal	53 %	37 %
Plastique	33 %	16 %
Verre	82 %	53 %
<b>Total</b>	<b>65 %</b>	<b>59 %</b>

Une gestion écologique des déchets se fait selon la hiérarchie des 3RV, c'est-à-dire la réduction à la source, le réemploi, le recyclage puis la valorisation. Une fois que le polymère a été produit et

consommé et qu'il ne peut être réutilisé dans son état actuel, le recyclage représente l'option la plus écologique (European Bioplastics, 2009b). Un des défis de l'industrie a été de bâtir la confiance des partenaires et de démontrer l'intégrité technique des matériaux valorisés ainsi que leur viabilité en tant que substitut aux polymères vierges.

Malgré un taux de mise en valeur faible, le recyclage des matériaux plastique représente la solution idéale pour réduire leur impact environnemental. Ainsi, comme le démontre la figure 4.2, de fortes réductions d'émissions de GES sont possibles grâce à l'utilisation de matière première recyclée dans la fabrication des polymères usuels, soit le HDPE, le LDPE, le PET ainsi que les plastiques mixtes.

Réduction des émissions de GES associées au recyclage (Mt éq. CO<sub>2</sub>/907 kg matériaux récupérés)

(a)	(b)	(c)	(d)	
Matériel	Crédit pour entrant recyclé : transformation (énergie)	Crédit pour entrant recyclé : transport (énergie)	Crédit pour entrant recyclé : transformation	Réductions de GES par l'utilisation de matière première recyclée en remplacement d'intrants vierges
HDPE	-1.23	0.00	-0.15	-1.38
LDPE	-1.53	0.00	-0.15	-1.67
PET	-1.44	0.00	-0.08	-1.52
Plastiques mixtes	-1.38	0.00	-0.12	-1.50

**Figure 4.2 Réduction des émissions de GES associées au recyclage pour le HDPE, le LDPE, le PET et les plastiques mixtes** (U. S. Environmental Protection Agency, 2006).

#### 4.5.1 Scénarios de fin de vie

Les polymères traditionnels représenteraient un choix idéal s'ils étaient recyclés; leur taux de valorisation étant très faible et oscillant autour de 13 % au Québec (Recyc-Québec, 2012), cette solution ne semble pas être optimale à l'heure actuelle. Le recyclage des polymères demeure complexe; les diverses résines ne se mélangent pas et leur tri préliminaire doit être exempt d'impuretés afin d'être recyclables. Les résines, contrairement aux métaux, ne peuvent être recyclées indéfiniment puisqu'elles se dégradent. Le décyclage, ou recyclage vers un plastique de valeur moindre, est souvent l'ultime choix des recycleurs (Phelps, 2008).

#### 4.5.2 Recyclage des polymères oxofragmentables

Les polymères oxofragmentables sont classifiés selon leur structure chimique grâce au système de codification des plastiques et finissent dans le bac de recyclage. Ils compromettent toutefois le recyclage post consommation; ces polymères sont identiques aux polymères classiques, mais contiennent des additifs qui affectent leur stabilité chimique. Les polymères biofragmentables tels que le polyéthylène, qui contiennent des additifs favorisant la fragmentation sont indiscernables

des polymères conventionnels; ils pourraient donc s'insérer dans le flux de recyclage (Song et autres, 2009; Environment Australia, 2002). L'industrie de valorisation des plastiques est préoccupée par l'impact que pourrait représenter l'utilisation des polymères biofragmentables sur le tri mécanique (Environment Australia, 2002), puisque la présence d'additifs de dégradation dans la matière première recyclée pourrait nuire aux produits issus de polymères recyclés et pourrait même réduire leur valeur sur le marché (European Bioplastics, 2009). La possibilité que ces polymères valorisés puissent contenir des matériaux biodégradables représente le plus grand souci; certaines caractéristiques intrinsèques aux polymères pourraient varier et surtout, le produit fini pourrait rendre les produits défectueux advenant leur dégradation. La plus petite faille serait substantielle dans des applications critiques telles que des raccords de tuyauterie ou des emballages de liquides. De telles variations pourraient avoir un impact sur la désirabilité des polymères recyclés (European Bioplastics, 2009b; Environment Australia, 2002). Le polyéthylène recyclé est utilisé dans diverses applications telles que les jupes de barrage, sacs à déchets, tuyauterie de plastique. Le délai de dégradation associé à ces polymères fragmentables signifie que certains dommages ou dysfonctionnements n'apparaîtront qu'après la production d'un produit (Environment Australia, 2002).

#### **4.5.3 Le tri et la séparation des polymères**

Le tri et la séparation permettent d'assurer la qualité des matières vouées au recyclage. Les différents types de polymères (PP, PS, PE, PET, etc.) sont incompatibles entre eux. S'ils sont mélangés à l'état fondu (extrusion), le mélange se sépare au refroidissement (European Bioplastics, 2009b) et le produit fini présente des propriétés mécaniques affaiblies; des failles se développent dans les plans de faiblesse entre les phases non miscibles (Environment Australia, 2002).

Afin d'obtenir une matière post-consommation de haute qualité, particulièrement dans des contextes de collectes multi matières (verre, plastique, métal, papier), des technologies de pointe doivent être utilisées afin de trier correctement ces matières. Différentes technologies existent pour trier les matières acheminées dans les centres de tri. Le tri manuel fait partie des méthodes, accompagné d'une ligne de tri équipée de trieurs optiques pour les contenants (verre, plastique, métal). Certains centres de tri sont également équipés de matériel de tri à gravité (Environment Australia, 2002).

#### **4.5.4 Le tri et la séparation des biopolymères**

Deux technologies primaires sont utilisées pour trier les polymères : la spectroscopie et les rayons X. La spectroscopie émet une lumière et chaque type de polymère reflète cette lumière selon une longueur d'onde bien définie. Les systèmes de spectroscopie incluent la spectroscopie proche infrarouge (PIR), le laser et la spectroscopie infrarouge à moyenne fréquence. La spectroscopie utilise le spectre spécifique à chaque résine pour l'identifier, en envoyant un faisceau lumineux proche infrarouge. Le rayon X analyse les éléments des polymères, mais ne permet pas d'identifier les additifs (4R Sustainability, 2011).

Les matériaux non identifiés positivement demeurent dans le système de convoyeurs pour être rétriés. Malgré l'adaptabilité des technologies PIR pour leur identification, il n'existe vraisemblablement pas de processus pour la sélection ainsi que le recyclage des biopolymères (Gironi and Piemonte, 2011a).

Les biopolymères ont habituellement une signature PIR différente des polymères réguliers; si le système de spectroscopie PIR est bien calibré, les biopolymères tels que le PLA ne contamineront pas le processus de recyclage et pourront suivre une filière qui leur est propre (Environment Australia, 2002). Bien qu'il soit techniquement faisable de recycler le PLA à quelques reprises sans avoir de réduction importante de sa qualité, il est peu attrayant économiquement puisque sa présence est peu remarquée dans les installations de recyclage (Song et autres, 2009).

Il y a des possibilités de contamination dans le cas de recyclage de pellicules plastique (emballages rétrécissant, emballages de palettes et autres films d'emballages) lorsque les installations en font la récupération, ces films se prêtant mal à des techniques de tri automatisé. De plus, les films biodégradables sont conçus pour posséder les mêmes attributs et apparence que les polymères réguliers (Environment Australia, 2002).

La recherche sur les matériaux biosourcés demeure à l'étape préliminaire et comporte de grandes lacunes quant à la connaissance des différents facteurs affectant sa performance, sa durabilité et sa viabilité économique (Soroudi and Jakubowicz, 2013).

Les biopolymères, bien que recyclables, ne sont malheureusement pas admis dans les centres de tri, faute de masse critique permettant leur revente sur le marché et de technologies permettant leur recyclage; leur plein potentiel se situe donc dans les applications portant au compostage.

#### **4.5.5 Additifs utilisés dans les biopolymères**

Divers types d'additifs peuvent être utilisés dans les biopolymères afin d'en modifier les propriétés ainsi que pour en réduire le coût. Parmi ces additifs se retrouvent :

- Les lubrifiants : huile de colza, cire de carnauba, cire d'abeille, benzoate de sodium, amide d'acide érucique, mono stéarate de glycérol, polyéthylène glycol, etc.;
- Les colorants : noir de carbone, graphite, dioxyde de titane, oxyde de fer;
- Les ignifugeants : les ignifugeants traditionnels (antimoine, composés du phosphore, composés bromés ou chlorés) sont perçus comme étant toxiques. Le trihydrate d'alumine est utilisé, mais lorsqu'il représente de 50 à 60 % du matériau, sa biodégradabilité peut être compromise;
- Les agents de remplissage : les agents de remplissage sont nombreux et peuvent représenter jusqu'à 49 % du produit fini. Les produits autorisés sont, entre autres, le silicate d'aluminium, le carbonate d'ammonium, le carbonate de calcium, le chlorure de calcium, la dolomite, le mica, le kaolin, l'argile, le carbonate de sodium, le gypse, des silices naturelles, le talc, des fibres végétales ou de bois, liège, amidon, farines, etc. (Johnson et autres, 2003)

Certains de ces agents de remplissage, dont le carbonate de calcium, la silice et l'argile, sont naturels, mais ils ne sont ni durables ni biodégradables (Johnson et autres, 2003).

Des catalyseurs métalliques sont utilisés pour polymériser les matériaux; certains catalyseurs persistent dans les produits finis. Lorsqu'il s'agit de biopolymères, les catalyseurs sont libérés et peuvent s'insérer dans leur lieu de disposition. L'étain est le catalyseur habituellement utilisé pour le PLA et le PCL. (Environment Australia, 2002)

#### **4.6 Gestion des biopolymères compostables**

Les résidus organiques, qui pourraient être compostés, sont estimés à un peu plus de 2 millions de tonnes en 2010 pour le secteur municipal au Québec; ces résidus sont composés de 1,3 million de tonnes de résidus verts et alimentaires. Seulement 12 % de ces résidus ont été valorisés, soit presque la même quantité que les plastiques. Le tableau 4.4 présente la caractérisation des résidus organiques municipaux ainsi que leur taux de valorisation.

Les matériaux biodégradables compostables pourraient s'ajouter aux résidus de table et de jardin voués au compostage, ce qui pourrait contribuer à réduire les quantités de matières destinées à

l'enfouissement grâce au tri préalable qu'ils favorisent. Ces matériaux doivent cependant porter des étiquettes (labels) certifiant, selon des organismes accrédités, le type d'installation de compostage auquel ils correspondent. Le compostage domestique se prête un peu moins aux biopolymères requérant des températures élevées pour leur dégradation, puisque le compost y atteint rarement des températures de plus de 8 °C de plus que la température ambiante (Song et autres, 2009).

**Tableau 4.4 Génération et recyclage des résidus organiques en 2010** (tiré de : Recyc-Québec, 2012, p.8)

Résidus	Incinération*	Enfouissement	Recyclage***	TOTAL généré	Taux de recyclage (%)
Résidus verts et alimentaires municipaux	103 000	1 050 000	155 000	1 308 000	12 %
Boues municipales	324 000	162 000	215 000	702 000	31 %
Boues de papetières	496 000	405 000	350 000	1 251 000	28 %
Autres résidus ICI	~ 1 000 000**		> 166 000	> 1 166 000	> 14 %
<b>TOTAL</b>	<b>&gt; 923 000</b>	<b>~ 2 617 000</b>	<b>&gt; 887 000</b>	<b>&gt; 4 427 000</b>	<b>&gt; 20 %</b>

\* L'incinération correspond dans le présent Bilan à toute forme de combustion de matières, avec ou sans récupération de chaleur.  
\*\* Donnée estimée pour l'année 2011 à partir des résultats de l'étude de caractérisation à l'élimination (voir tableau 5.2).  
\*\*\* Le recyclage comprend les activités d'épandage et de compostage, y compris l'épandage de boues, précédé ou non d'un traitement par biométhanisation. Les résidus municipaux et ICI compostés excluent les rejets à la réception, alors qu'ils étaient inclus dans les bilans antérieurs. Les rejets correspondent en 2010 à 5,3 % des quantités reçues, ou 18 000 tonnes, et sont détaillés dans les tableaux subséquents.

Les biopolymères biodégradables représentent des avantages indéniables sur le plan environnemental, notamment leur possible décomposition en milieu naturel; ils ne représentent pas pour autant une solution viable à la problématique des matières résiduelles. Comme ils sont compostables, ils peuvent s'intégrer à un système de gestion des matières résiduelles qui permettrait d'élargir le compostage aux commerces et restaurants, plus de 90 % de ceux-ci n'ayant pas accès à des services de collecte des matières organiques au Québec (Vermette, 2009).

Les biopolymères biodégradables peuvent être valorisés en les insérant dans une installation de compostage industriel; ils permettent de plus d'amender le sol et ne nuiraient pas à la croissance des végétaux (Song et autres, 2009). Selon la caractérisation des matières résiduelles du sous-secteur commercial au Québec en 2008-2009, une moyenne de 43,4 % de matières organiques formait ces déchets, les épicerie et restaurants affichant tous plus de 60 % en matières organiques (le tableau 4.5 résume les proportions de matières organiques par type de commerce). Il y aurait là tout avantage à ce que les biopolymères puissent être utilisés pour réduire ces quantités de matières vouées à l'enfouissement. La compostabilité des biopolymères perd tout intérêt s'ils ne sont pas compostés en fin de vie (Song et autres, 2009). Il est toutefois préférable, tel que mentionné par Kijchavengkul et Auras (2008), de bâtir des systèmes durables qui promeuvent la

réutilisation et la réduction plutôt que la création de systèmes de gestion des matières résiduelles supplémentaires.

**Tableau 4.5 Proportion de matières organiques dans les échantillons des collectes privées des déchets du sous-secteur commercial au Québec 2008-2009** (tiré de : Vermette, 2009, p.13)

Type de commerce	Proportion de matières organiques (%)
Surface normale	
Services	23,0
Hôtels, motels	33,8
Bars	28,5
Restaurants complets	68,3
Restaurants rapides	64,3
Épiceries	68,6
Pharmacies	20,9
Dépanneurs	45,1
Stations-services	39,7
Grossistes	33,2
Marchands automobiles	20,9
Quincailleries	59,1
Magasins	14,0
Autres commerces	24,1
Grande surface	
Épiceries	66,8
Quincailleries	6,6
Magasins	8,5
Autres commerces	62,1
<b>Moyenne</b>	<b>43,4</b>

#### 4.7 Responsabilité élargie des producteurs

Au Québec, certains fabricants sont déjà théoriquement responsables des matières résiduelles issues de leurs produits en vertu du *Règlement sur la récupération et la valorisation de produits par les entreprises (Règlement sur la responsabilité élargie des producteurs, REP)*, dont la dernière version est entrée en vigueur le 14 juillet 2011 (Ministère du développement durable, environnement, faune et parcs, 2011). Les produits visés par le Règlement sont issus des cinq catégories suivantes :

- 1) les produits électroniques;
- 2) les piles et les batteries;
- 3) les lampes au mercure;
- 4) les peintures et leurs contenants;
- 5) les huiles, les liquides de refroidissement, les antigels, leurs filtres, leurs contenants et d'autres produits assimilables.

Dans chaque catégorie, une série de produits doivent faire l'objet de programmes de récupération et de mise en valeur. Ces produits, des résidus domestiques dangereux, constituent un danger pour la faune et la flore. Ils ne représentent toutefois que 25 000 tonnes de déchets au Québec, soit 0,5 % du total des matières résiduelles recensées lors du dernier bilan de gestion des matières résiduelles du Québec (Vermette, 2009). Par exemple, la réussite démontrée par la récupération de 96 % des huiles usagées s'explique par leur valeur sur le marché, incitatif important pour ne pas s'en départir.

Le Gouvernement du Québec, par l'entremise de la législation et de la réglementation de l'article 53.30 de la *Loi sur la qualité de l'environnement*, est habilité à adopter des règlements pour mettre en œuvre l'approche de responsabilité élargie du producteur (REP) :

« 53.30. Le gouvernement peut, par règlement, régir sur tout ou partie du territoire du Québec la récupération et la valorisation des matières résiduelles. Ces règlements peuvent notamment :

[...]

6. Obliger toute catégorie de personnes, en particulier celles exploitant des établissements à caractère industriel et commercial, qui fabriquent, mettent sur le marché ou distribuent autrement des contenants, des emballages, des matériaux d'emballage, des imprimés ou d'autres produits, qui commercialisent des produits dans



des contenants ou emballages qu'ils se sont procurés à cette fin ou, plus généralement, qui génèrent des matières résiduelles par leurs activités :

[...]

b) à élaborer, mettre en œuvre et soutenir financièrement, aux conditions fixées, des programmes ou mesures de réduction, de récupération ou de valorisation des matières résiduelles générées par ces contenants, emballages, matériaux d'emballage, imprimés ou autres produits, ou générées par leurs activités » (*Loi sur la qualité de l'environnement*, 1999). »

Le gouvernement du Québec pourrait donc adopter des règlements qui viseraient des mesures supplémentaires permettant de récupérer les matières de façon plus efficiente ou en plus grandes quantités. Ces mesures ne sont pas limitées aux résidus domestiques dangereux et pourraient porter sur divers autres produits, notamment ceux fabriqués de plastique et qui font l'objet d'une grande consommation, mais de peu de recyclage.

## **5 ANALYSES DE CYCLE DE VIE**

L'ACV est une méthode normalisée, définie comme étant la compilation et l'évaluation des flux entrants et sortants ainsi que de leurs impacts environnementaux potentiels à partir de l'extraction des matières premières qui composent un produit (bien, service ou procédé), sa distribution, son utilisation jusqu'à sa réutilisation, son recyclage ou son élimination ultime (analyse du « berceau au tombeau ») (Bewa, 2009; International Standard Organisation, 2006; Guinée, 2002).

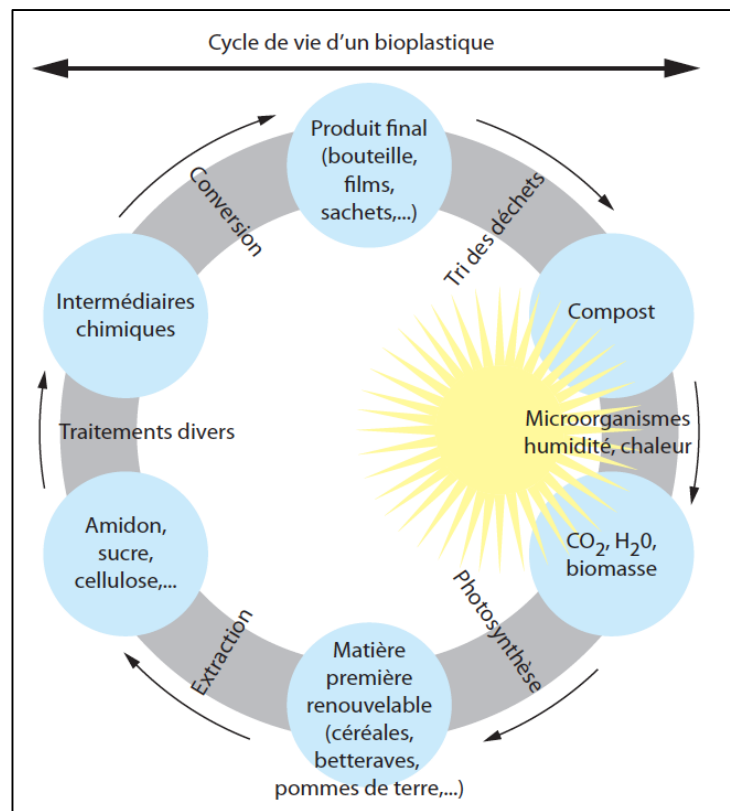
À chaque étape du cycle de vie, tous les flux de matières et d'énergies entrants et sortants sont dénombrés (inventaire du cycle de vie; ICV) pour réaliser un bilan exhaustif faisant état de la contribution de chaque flux aux divers impacts environnementaux, dont la consommation d'énergie et de ressources naturelles ainsi que des polluants émis dans l'environnement (air, eau et sol) (Bewa, 2009; Boeglin et Veuillet, 2005).

Lors d'ACV comparées, ce ne sont pas les produits qui sont comparés, mais bien les fonctionnalités égales que permettent les produits (ÉcoBilan et Price Waterhouse Coopers, 2008; Guinée, 2002). Les principes de l'ACV sont définis par les normes internationales de la série ISO 14040.

L'annexe 4 décrit la méthode d'analyse de cycle de vie selon la norme ISO 14 040 ainsi que les différentes étapes et les limites associées à cette méthode.

### **5.1 Analyses du cycle de vie recensées**

Le cycle de vie des biopolymères pourrait être représenté par une boucle fermée, dans un système de production théorique; les déchets générés en fin de vie peuvent être compostés et la biomasse produite redevient matières premières dans le berceau. La figure 5.1 illustre le concept de cycle de vie d'un bioplastique.



**Figure 5.1 Cycle de vie d'un bioplastique** (tiré de : Jarroux, 2010, p.13)

Les analyses de cycle de vie publiées au sujet des polymères et biopolymères varient grandement. Certaines sont fondées sur des unités fonctionnelles incomparables alors que d'autres n'utilisent pas l'unité fonctionnelle comme base d'analyse, l'un des principes de base de la norme ISO (European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010; International Standard Organisation, 2006; Guinée, 2002).

Cet essai a été l'occasion de recenser diverses analyses de cycle de vie portant sur les biopolymères. Les publications retenues proviennent de revues pour lesquelles les articles sont examinés par des pairs. Quatorze portent sur le cycle de vie des polymères et biopolymères et une compare les risques encourus pour la santé lors de la fabrication des polymères et biopolymères. Le résumé de ces articles et les conclusions exprimées sont présentés plus en détails dans l'annexe 5.

Les études recensées diffèrent quant à leur portée; certaines portent sur le cycle de vie en entier, du berceau au tombeau, alors que plusieurs ne considèrent les impacts que jusqu'à la porte de l'usine.

Le tableau 5.1 présente un résumé des résultats issus des différentes analyses de cycle de vie révisées ainsi que des notes complémentaires qui permettent de nuancer ces résultats (les cellules grisées représentent des résultats avantageant les biopolymères). Quatre méta-analyses utilisant un ensemble de 41 ACV font partie de ces études retenues, totalisant plus d'une centaine de comparaisons entre les polymères et biopolymères.

Suite à la lecture des analyses de cycle de vie, il apparaît important de faire une présentation des résultats et conclusions qui peuvent en découler. Bien que la méthodologie soit habituellement décrite, diverses problématiques méthodologiques peuvent être relevées quant aux résultats des ACV présentées. Les sources de données, les frontières retenues et les choix d'allocation ne sont pas toujours spécifiés. La quantité restreinte d'études de qualité et les sources de données inconnues utilisées lors des ACV rendent difficile la tâche de clore sur un bilan clair permettant de départager les biopolymères des polymères issus de la pétrochimie. Les résultats portant sur un même biopolymère mènent à des conclusions différentes. Ces écarts ont plusieurs origines; certains sont issus de la méthode d'attribution des ressources, des limites du système étudié ou encore de disparités géographiques telles la source d'énergie utilisée, les méthodes agricoles et les variations saisonnières. La problématique réside non seulement dans la méthodologie utilisée; les polymères et biopolymères démontrent des résultats différents selon le scénario de fin de vie qui leur sera destiné.

**Tableau 5.1 Résumé des résultats issus des différentes analyses de cycle de vie révisées et notes complémentaires** (les cellules grisées représentent des résultats avantageant ce type de produit)

	Analyses/publications	Auteurs	Champ	Unité fonctionnelle	Polymères	Biopolymères	Résultat	Notes
1	Comparaison de douze polymères et biopolymères <i>(Sustainability metrics: life cycle assessment and green design in polymers)</i>	Tabone et autres, 2010	Berceau à la porte de l'usine	Volume	— PET — PEHD — PEBD — PP — PC — PVC — PS d'usage général)	— (PLA-G), PLA-NW — PHA grains (PHA-G), PHA rafles de maïs (PHA-S) t — hybride biopolymère et polymère (B-PET)	Aucune conclusion claire	Plusieurs failles méthodologiques relevées dans l'analyse
2	Verres de PLA de maïs comparés à des verres de styromousse <i>(Utilisation options of renewable resources: a life cycle assessment of selected products)</i>	Uihlein et autres, 2008	Berceau à la porte de l'usine	Verres à boire	— PLA (maïs)	— Styromousse (PS)	Aucune conclusion claire	
3	Comparaison du PLA et du Mater-Bi avec le PET et le polyéthylène <i>(Land-use change emissions : How green are the bioplastics?)</i>	Piemonte, 2011	Berceau au tombeau		— PET et le polyéthylène	— PLA — Mater-Bi	Biopolymères avantageux	Le recyclage est la meilleure option de fin de vie
4	ACV de PLA dérivé du maïs et de PP dérivé de gaz naturel <i>(Biodegradable packaging life-cycle assessment)</i>	Bohlmann, 2004	Berceau au tombeau	Contenants de yogourt	— PP (dérivé de gaz naturel)	— PLA dérivé du maïs	PLA est plus efficace que le PP au niveau énergétique pour des emballages thermoformés	La différence entre les deux systèmes devient marginale lorsque l'incertitude liée à l'analyse est prise en compte

**Tableau 5.1 Résumé des résultats issus des différentes analyses de cycle de vie révisées et notes complémentaires (suite)**

	Analyses/publications	Auteurs	Champ	Unité fonctionnelle	Polymères	Biopolymères	Résultat	Notes
5	Méta analyse fondée sur onze ACV portant sur des biopolymères ( <i>Comparing the Land Requirements, Energy Savings, and Greenhouse Gas Emissions Reduction of Biobased Polymers and Bioenergy: An Analysis and System Extension of Life-Cycle Assessment Studies</i> )	Dornburg et autres, 2003	Berceau au tombeau	quantité de terre agricole utilisée par unité	— PP — EPS	— Douze polymères biosourcés	Une fois les résidus agricoles pris en compte, tous les biopolymères présentent un bilan avantageux	Si les résidus agricoles ne sont utilisés qu'en théorie, ou s'ils sont laissés sur place, le bilan devient différent. L'étude prend l'utilisation de terres agricoles comme unité fonctionnelle.
6	ACV sur le PS, le PLA dérivé de maïs et un mélange PLA-amidon de manioc ( <i>Life cycle assessment of single use thermoform boxes made from polystyrene (PS), polylactic acid, (PLA), and PLA/starch: cradle to consumer gate</i> )	Suwanmanee et autres, 2013	Berceau au tombeau	1000 plateaux (20 × 14 × 1.5 cm)	— PS	— Deux types de PLA (un normal, un amélioré théoriquement)	Le PLA ainsi que le PLA-amidon auraient de plus grands impacts environnementaux que la boîte en PS, soit un impact 1,59 et 1,09 fois plus grand, lorsque le changement d'affectation des sols n'est pas pris en compte et que l'énergie la plus propre disponible en Thaïlande est utilisée	Les technologies utilisant le charbon seraient, selon le GIEC, les plus polluantes pour produire de l'électricité.

**Tableau 5.1 Résumé des résultats issus des différentes analyses de cycle de vie révisées et notes complémentaires (suite)**

	Analyses/publications	Auteurs	Champ	Unité fonctionnelle	Polymères	Biopolymères	Résultat	Notes
7	ACV pour le l-lactide, d-lactide, poly-L-lactide (PLLA), PLLA/PDLA et polymères ( <i>Life cycle assessment of the manufacture of lactide and PLA biopolymers from sugarcane in Thailand</i> )	Groot and Borén, 2010	Berceau à la porte de l'usine	Poids identiques	— PS — granules de : — PP — PET — PEHD	— l-lactide — d-lactide — poly-L-lactide (PLLA) — mélanges de PLLA/PDLA à partir de canne à sucre	Sur une base de poids, le PLLA émet moins de GES et utilise moins de ressources matérielles et d'énergie fossile que les polymères	Dans le cas des biopolymères, une grande partie de cette économie d'énergie provient du soleil, permettant de fixer le CO <sub>2</sub> dans les plants de canne à sucre. C'est cette énergie qui les rend plus avantageux; le CO <sub>2</sub> issu de ressources fossiles représente une nouvelle émission de CO <sub>2</sub> lorsqu'il est remis dans l'atmosphère (par exemple, lors de l'incinération)
8	Méta analyse de 30 ACV portant sur le PLA ( <i>Meta-analysis of life cycle assessments for bio-based polymers (PLA &amp; PHA)</i> )	Essel, 2012	Berceau à la porte de l'usine		— PP — PEHD — PEBD — PET — PS	— PLA et du PHA/PHB	Les biopolymères seraient environnementalement avantageux. Les émissions de GES et la consommation de ressources fossiles seraient réduites grâce à leur utilisation	Ces différentes comparaisons d'ACV portent sur des analyses basées sur les étapes du berceau à la porte de l'usine; les phases subséquentes, dont la fin de vie, ne sont pas prises en considération dans cette méta analyse

**Tableau 5.1 Résumé des résultats issus des différentes analyses de cycle de vie révisées et notes complémentaires (suite)**

	Analyses/publications	Auteurs	Champ	Unité fonctionnelle	Polymères	Biopolymères	Résultat	Notes
9	Métaanalyse de 44 produits biosourcés, dont 19 biopolymères ( <i>A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials</i> )	Weiss et autres, 2012	Berceau au tombeau	Paires de produits issus de ressources fossiles et biologiques	— Multiples	— multiples mélanges amidon-alcools polyvinyliques (APV)	Tous les produits biosourcés des ACV retenues, incluant les biopolymères, consomment moins d'énergie non renouvelable sur la totalité de leur cycle de vie. Les produits biosourcés présentent un potentiel d'eutrophisation plus élevé. Les assiettes, les verres jetables et le matériel de remplissage issus d'amidon de maïs et de pommes de terre seraient susceptibles de réduire le potentiel d'acidification.	Les auteurs trouvent l'évaluation écologique des produits biosourcés assez complexe, puisqu'ils présentent des effets positifs et négatifs par rapport à leurs homologues d'origine fossile
10	ACV portant sur des barquettes de PLA, de PET et de PS ( <i>Assessment of the environmental profile of PLA, PET and PS clamshell containers using LCA methodology</i> )	Madival et autres, 2009	Berceau au tombeau	Contenants de type barquette (« clamshell ») utilisés pour l'emballage de fraises	— PET — PS	— PLA	En général, le PET a obtenu des notes supérieures, possiblement à cause du poids plus élevé des contenants. L'utilisation du PS représenterait l'option générant le moins de CO <sub>2</sub> et l'option de recyclage	Le mode de transport affecte énormément les émissions de GES associées au cycle de vie d'un produit, particulièrement du berceau au tombeau



**Tableau 5.1 Résumé des résultats issus des différentes analyses de cycle de vie révisées et notes complémentaires (suite)**

	Analyses/publications	Auteurs	Champ	Unité fonctionnelle	Polymères	Biopolymères	Résultat	Notes
							est la plus avantageuse pour tous les matériaux	
11	Analyse du cycle de vie du PHB ( <i>Energy and greenhouse gas profiles of polyhydroxybutyrates derived from corn grain: a life cycle perspective.</i> )	Kim and Dale, 2008	Berceau à la porte de l'usine			— PHB (issu de grains de maïs)	Le PHB issu de grains de maïs est avantageux quant à la consommation d'énergie fossile et aux émissions de GES	Des pratiques agricoles plus durables, telles que la culture sans labour et la plantation de cultures de couverture hivernales pourraient réduire jusqu'à 72 % l'impact environnemental du PHB. Les auteurs précisent que d'autres problématiques environnementales, telles que l'eutrophisation, l'acidification, l'écotoxicité et la toxicité humaine, devraient être examinées en profondeur pour évaluer la performance environnementale du PHB
12	ACV comparative du PLA et du PET pour des bouteilles d'eau ( <i>Life cycle assessment of polylactic acid and polyethylene</i> )	Gironi and Piemonte, 2011 b	Berceau au tombeau	1000 bouteilles de 500 ml destinées à	— PET	— PLA	Résultats similaires pour les deux produits; ils doivent être interprétés pour être départagés	Alors que les biopolymères permettent de réduire la consommation de ressources fossiles, ils

**Tableau 5.1 Résumé des résultats issus des différentes analyses de cycle de vie révisées et notes complémentaires (suite)**

	Analyses/publications	Auteurs	Champ	Unité fonctionnelle	Polymères	Biopolymères	Résultat	Notes
	<i>terephthalate bottles for drinking water)</i>			contenir de l'eau				sont responsables de méfaits sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes
13	Méta analyses de cycle de vie du berceau au tombeau ( <i>Bioplastics and Petroleum-based Plastics: Strengths and Weaknesses</i> )	Gironi and Piemonte, 2011a	Berceau au tombeau	Multiples	— Multiples	— Multiples	Selon la pondération que l'on donne aux multiples indices environnementaux utilisés dans les différentes méthodes d'ACV, les polymères ou les biopolymères pourraient être privilégiés. Les biopolymères sont supérieurs pour les émissions de GES et la consommation de ressources non renouvelables. Les polymères sont à privilégier en termes d'acidification et d'eutrophisation	Les données qu'ils présentent retiennent un scénario d'incinération avec récupération d'énergie pour la fin de vie; les auteurs précisent que ce scénario n'est pas favorable aux biopolymères, qui ont un contenu calorifique plutôt faible. Lorsque le recyclage est offert en fin de vie, les polymères sont préférables au compostage des biopolymères; ce constat ne prend pas en considération les avantages associés à l'utilisation de produits biodégradables, tels que les sacs pour résidus organiques ou la vaisselle jetable, qui pourraient être déposés directement dans les collectes de

**Tableau 5.1 Résumé des résultats issus des différentes analyses de cycle de vie révisées et notes complémentaires (suite)**

	Analyses/publications	Auteurs	Champ	Unité fonctionnelle	Polymères	Biopolymères	Résultat	Notes
								résidus alimentaires, réduisant les quantités de matières vouées à l'enfouissement et l'énergie requise pour trier les résidus non compostables
14	Avantages de multiples mélanges amidon-alcools polyvinyliques (APV) en comparaison aux polymères pétrochimiques ( <i>Is There a Generic Environmental Advantage for Starch-PVOH Biopolymers Over Petrochemical Polymers?</i> )	Guo and Murphy, 2012a	Berceau au tombeau	— une boîte glacière — un tableau d'affichage — un chemisage réfractaire pour coffrage à béton — deux moules creux	— PEHD — PEBD — PSE	— Multiples mélanges amidon-alcools polyvinyliques (APV) issus de trois sources (blé, pommes de terre, maïs)	Dans la production des mélanges amidon-APV, le système agricole représente le plus grand générateur d'eutrophisation et d'acidification. Pour la fonction de boîte réfrigérée, le biopolymère représente l'option la plus avantageuse; lorsqu'il est question de fonctions requérant d'importantes propriétés mécaniques de compression, les biopolymères amidon-APV ne peuvent se comparer aux polymères pétrochimiques	Bien que les mêmes fonctions soient comparées, les similitudes sont inégales quant à la masse des différents produits comparés. Les résultats de cette ACV comparative démontrent que le format de produit utilisé pour des applications spécifiques modifiera les résultats d'une ACV et ne permet pas de bien comparer différents matériaux. Les exigences relatives aux produits biosourcés ne correspondent pas à celles des produits issus de la pétrochimie et

**Tableau 5.1 Résumé des résultats issus des différentes analyses de cycle de vie révisées et notes complémentaires (suite)**

	Analyses/publications	Auteurs	Champ	Unité fonctionnelle	Polymères	Biopolymères	Résultat	Notes
							permettant un recyclage en fin de vie	leur comparaison s'avère difficile
15	Analyse du cycle de risque pour la santé humaine : comparaison de la production de cinq produits chimiques organiques de base biosourcés ou issus de la pétrochimie ( <i>Life Cycle Risks for Human Health: A Comparison of Petroleum Versus Bio-Based Production of Five Bulk Organic Chemicals</i> )	Roes and Patel, 2007	L'impact de la production des produits chimiques de base biosourcés issus de la biotechnologie blanche et des produits similaires issus de la pétrochimie	— Polyéthylène téréphtalate (PET) — Polyéthylène (PE) — Éthanol	— Poly (téréphtalate de triméthylène) (PTT) — PHA	Les produits issus de la biotechnologie blanche représenteraient un risque moins élevé que celui associé aux produits issus de la pétrochimie	Les incertitudes reliées aux données utilisées, la méthode retenue présentant des données parfois incomplètes quant aux émissions et finalement, les incertitudes reliées aux hypothèses émises font que cette conclusion demeure dans une plage d'incertitude élevée	

## **6 ANALYSES DES IMPACTS SUR L'ENVIRONNEMENT**

La dégradation des sols, l'utilisation de l'eau, l'impact sur la rétention du carbone par les sols et les changements d'affectation des sols font partie des différents aspects peu étudiés, mais porteurs d'impacts importants sur l'environnement (Pawelzik et autres, 2013).

Les normes ISO en vigueur pour mener les ACV (International Standard Organisation, 2006; Guinée, 2002) offrent une méthodologie de base, mais aucune consigne détaillée n'aborde les enjeux spécifiques aux matériaux biosourcés (Pawelzik et autres, 2013).

Un autre constat s'impose : les produits biosourcés demeurent au stade de développement, à l'exception de la bagasse (produits de la canne à sucre) et du PLA; pour permettre aux produits biosourcés d'atteindre les mêmes performances techniques que celles obtenues par les produits issus de la pétrochimie, ils doivent faire l'objet d'améliorations quant à leur bilan environnemental, ce qui permettra par le fait même d'authentiques comparaisons entre les biopolymères et les polymères.

### **6.1 Nombre d'études et faiblesse des données**

Le nombre d'ACV présentant des données de qualité et portant sur les produits chimiques issus de la biotechnologie ou de ressources naturelles est très limité, à l'exception des ACV visant les biocarburants, pour lesquels plusieurs analyses ont été produites; les difficultés méthodologiques sont nombreuses lorsqu'il s'agit d'évaluer l'impact associé à la production de matières premières renouvelables, dont le rendement fluctue (Tufvesson et autres, 2013) selon les méthodes agricoles ou les biotechnologies blanches qui y sont associées.

Les produits biosourcés analysés, plus particulièrement les unités fonctionnelles déterminées pour les ACV, sont disparates et des conclusions claires sont difficiles à tirer de ces analyses. Les ACV portant sur les polymères et leurs indicateurs associés, pour leur part, font maintenant l'objet de bases de données fiables et solides, dont celle produite et mise à jour par PlasticsEurope. Les processus associés aux sous-produits utilisés dans les polymères y sont détaillés et les analyses du berceau à la porte de l'usine sont donc facilitées par cette base de données.

Un rapport effectué pour la Commission européenne (Patel et autres, 2006) constate que les analyses quantifiant les impacts environnementaux et économiques des produits chimiques primaires issus de biotechnologies blanches sont rares, fragmentées et incomparables entre elles

suite à l'utilisation d'hypothèses et de limites différentes. Ce rapport conclut que les biotechnologies blanches représentent un défi économique, mais que d'autre part, elles présentent des opportunités substantielles de réduction de GES et de consommation.

## **6.2 Faiblesses méthodologiques et omission de données**

Les ACV révisées lors de cet essai présentent certaines faiblesses méthodologiques, dont l'attribution des ressources aux extrants. Des éléments sont par ailleurs omis des analyses de cycle de vie recensées dans la littérature retenue, ce qui enlève de la force aux résultats obtenus. Notons entre autres l'omission du changement d'affectation des sols, de l'utilisation d'OGM et de l'eau ou encore la prise en compte du compostage de produits biodégradables. Les conclusions tirées des ACV deviennent donc moins fiables, ces données manquantes ou éludées pouvant altérer les conclusions.

### **6.2.1 La problématique d'attribution des ressources aux extrants**

Lorsque plusieurs extrants sont issus d'un processus, l'attribution des ressources peut représenter quelques difficultés. Un exemple d'extrants multiples serait celui de la production de biopolymère de maïs; sont également issus de la production de maïs des protéines, du sirop de glucose et de l'huile végétale. L'attribution affectée au biopolymère en comparaison des autres produits peut avoir un impact important sur les résultats reliés aux économies de GES et d'énergie. L'allocation est d'un intérêt capital lors des ACV de biopolymères puisque plusieurs sous-produits peuvent découler de la production de la biomasse de base et plusieurs méthodes peuvent être choisies selon les ACV réalisées (Dornburg et autres, 2003).

### **6.2.2 Compost issu des produits biodégradables**

Les facteurs favorisant l'utilisation de produits biodégradables ne sont pas comptabilisés lors des ACV présentées; ainsi, l'utilisation du compost issu des produits biodégradables permettrait la réduction de l'utilisation de fertilisants, la conservation des nutriments dans un sol amendé par du compost, une irrigation et des doses de pesticides réduites et finalement le possible évitement de la récolte et du transport de la tourbe (Kale et autres, 2007).

### **6.2.3 Impacts reliés à la pétrochimie**

Les impacts négatifs indirects reliés à l'utilisation de produits pétrochimiques, tels que les déversements de produits chimiques ou pétroliers, ne peuvent être considérés dans les ACV; pourtant, ces impacts permettraient aux produits biosourcés d'obtenir de meilleures évaluations. Les impacts économique et social défavorables résultant de problématiques de santé associées à l'utilisation de produits issus de la pétrochimie ne sont également pas chiffrés.

### **6.2.4 Organismes génétiquement modifiés**

Les ACV étudiées n'indiquaient pas si les produits biosourcés utilisaient une matière première issue d'OGM. Les impacts négatifs potentiels quant à la dissémination des matériaux génétiquement modifiés ne sont pas mentionnés, encore moins schématisés. Detzel et autres (2013) espèrent que les OGM seront considérés lors de prochaines ACV portant sur les emballages en biopolymères. Essel (2012) constate que l'utilisation des OGM, de pesticides, fongicides et herbicides et leurs effets sur la faune, la flore et la biodiversité ne sont pas comptabilisés dans les ACV.

### **6.2.5 Additifs**

Des additifs sont utilisés dans les biopolymères, tout comme les polymères, pour leur conférer des propriétés spécifiques et augmenter le nombre d'applications auxquelles ils correspondent. Les impacts reliés à ces additifs ne sont pas nommés dans les ACV (Detzel et autres, 2013).

### **6.2.6 Changement d'affectation des sols**

Un changement direct d'affectation des sols peut être bénéfique ou défavorable, selon la comparaison du potentiel de séquestration de carbone entre l'ancien et le nouvel usage. Les émissions de GES associées au changement d'affectation des sols, lors de l'ACV, peuvent donc représenter un bilan positif ou négatif selon l'utilisation initiale du sol.

Malheureusement, la littérature relevée sur les ACV visant les biopolymères aborde rarement la problématique des émissions reliées aux changements d'affectation des sols, particulièrement les conversions de forêts et des pâturages en terres cultivées, pour remplacer les hectares de maïs voués à la production de biopolymères qui ne sont tout simplement pas comptabilisées; cette situation est d'ailleurs soulignée par Piemonte et Gironi (2011) ainsi que Dornburg et autres (2003).

Le changement d'affectation des sols impacte non seulement la conservation de la nature, la biodiversité et les changements climatiques, mais également des aspects plus complexes à quantifier aux niveaux social et économique, surtout si des choix doivent être faits quant à une compétition à des fins alimentaires (Detzel et autres, 2013).

Piemonte et Gironi (2011) ont analysé les changements directs d'affectation des sols associés à la production de biopolymères; ils concluent que les émissions reliées au sol ont un impact substantiel et négatif sur les émissions de GES, à moins que la biomasse ne soit issue de déchets ou qu'elle soit cultivée sur des terres abandonnées ou dégradées. Les émissions de GES reliées à l'huile de palme, par exemple, sont quadruplées si les plantations se font sur des tourbières et des forêts tropicales plutôt que sur des terres dégradées ou des forêts déjà exploitées (Weiss et autres, 2012). Il est donc raisonnable de croire que les changements indirects d'affectation des sols augmenteront les émissions de GES reliées aux biomatériaux; l'étendue de ces effets demeure cependant incertaine (Weiss et autres, 2012).

Dornburg et autres (2003), quant à eux, indiquent que si l'unité de référence utilisée pour comparer les émissions de GES devient l'unité de terre agricole plutôt que l'unité de polymère, des résultats différents sont obtenus. Lorsque l'unité de terre est retenue comme base comparative, les composites naturels et les thermoplastiques à base d'amidon présentent de meilleurs résultats que les produits reliés à la production de bioénergie, les PLA ont des résultats comparables et les PHA ont des résultats médiocres. L'utilisation des résidus agricoles à des fins énergétiques améliore la performance environnementale des biopolymères de façon significative.

La comptabilisation des émissions reliées au changement d'affectation des sols réduit l'attrait des biopolymères au point de vue environnemental. Cependant, la fabrication de biopolymères issus de culture pérenne sur des terres dégradées ou encore de biomasse résiduelle permettrait de réduire la destruction d'habitat, la compétition alimentaire et la dette de carbone, tous associées au défrichage et au déboisement (Piemonte and Gironi, 2011; Fargione et autres, 2008).

Plusieurs raisonnements ont été cités pour exclure les changements indirects d'affectation des sols des analyses de cycle de vie. La difficulté d'évaluer de façon juste ces changements et la variation temporelle représentent les principales raisons (Kim and Dale, 2009; Gallagher et autres, 2008). Bien qu'il soit important de considérer les changements indirects d'affectation des sols lors des ACV, il n'existe pas présentement de méthode scientifique fiable disponible permettant de les prendre en



considération dans les ACV (Kim and Dale, 2009). Les prix des produits biosourcés ont également un effet direct sur ces changements; tout produit agricole connaissant une hausse de prix sera responsable d'un changement. La logique soutenant la prise en compte des changements indirects d'affectation des sols pourrait également être vue comme un frein au développement des communautés plus démunies, puisque plusieurs n'ont pas encore développé leurs terres, exclues des calculs (Kim and Dale, 2009).

Comme les mécanismes précis d'estimation des impacts de changements d'affectation des sols n'existent pas, ni des mécanismes permettant d'éviter ces changements, l'évaluation des émissions de GES reliées aux bioproduits ne peut être faite avec certitude. Finalement, toute cible visant une augmentation de l'utilisation de produits biosourcés pourrait mener à une émission supplémentaire de GES (Gallagher et autres, 2008).

### **6.3 Analyse des comparaisons**

#### **6.3.1 Émissions de GES**

La plupart des ACV étudiées démontrent une réduction des émissions de GES suite à l'utilisation des biopolymères (Essel, 2012; Weiss et autres, 2012; Gironi and Piemonte, 2011b; Piemonte and Gironi, 2011; Kim and Dale, 2008; Bohlmann, 2004; Dornburg et autres, 2003), ces résultats excluent cependant systématiquement les émissions relâchées suite au changement d'affectation des sols; ce coût en carbone, dont celui de la séquestration perdue et des puits, devrait être comptabilisé afin de montrer des résultats solides et justifiables. La démonstration du coût environnemental relié aux changements d'affectation des sols faite précédemment impose de douter de ces conclusions. Piemonte et Gironi (2011) indiquent que la réduction théorique de 10 % rendue possible grâce au remplacement des sacs de PE par des sacs en Mater-Bi prendrait plus d'un siècle à se concrétiser si les émissions reliées au changement d'affectation des sols étaient prises en considération.

Le PHA serait responsable d'émissions supplémentaires en comparaison au PE et au PP (Tabone et autres, 2010).

Selon Weiss et autres (2012), l'utilisation de matériaux biosourcés permettrait d'économiser, en moyenne,  $55 \pm 34$  GJ/t et  $127 \pm 79$  GJ/ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup> d'énergie non renouvelable. Ces économies dépasseraient la consommation moyenne d'énergie par habitant (calculée en l'an 2000) d'un facteur de  $8 \pm 5$  GJ/t et  $18 \pm 11$  GJ/t, respectivement. Quant aux émissions de GES, les matériaux

biosourcés permettraient d'économiser en moyenne  $3 \pm 1$  t éq. CO<sub>2</sub>/t et  $8 \pm 5$  t éq. CO<sub>2</sub>/ ha<sup>-1</sup>an<sup>-1</sup> en comparaison aux polymères conventionnels. Ces économies correspondraient à  $37 \pm 21$  % et  $111 \pm 79$  % des émissions moyennes mondiales de GES par personne en l'an 2000.

Les données d'ACV portant du berceau au tombeau et compilées dans le tableau 6.1 indiquent que les biopolymères représentent un potentiel de changement climatique moindre que celui associé aux polymères issus de la pétrochimie.

**Tableau 6.1 Émissions de CO<sub>2</sub> et consommation d'énergie reliées à différents polymères et biopolymères, du berceau au tombeau.** Légende : grisé; biopolymères (compilation, d'après : Suwanmanee et autres, 2013; Gironi and Piemonte, 2011a; Madival et autres, 2009; Kim and Dale, 2008; Bohlmann, 2004)

Référence	Produit	Potentiel de changement climatique (kg éq. CO <sub>2</sub> /kg)	Énergie requise (MJ/kg)
Kim and Dale (2008)	PHA	-2,3	2,5
Groot and Borén (2010)	PLA de canne à sucre (granules)	0,5	24,9
Bohlmann (2004)	PLA (contenants de yogourt)	0,74	25,4
Gironi and Piemonte (2011a)	ATP	1,14	30,55
Gironi and Piemonte (2011a)	ATP + 15 % PVOH	1,73	32,4
Madival et autres (2009)	PLA (contenants de type barquette)	1,96	51,1
Gironi and Piemonte (2011a)	PVOH	2,7	52,3
Gironi and Piemonte (2011a)	PCL	3,1	56,7
Gironi and Piemonte (2011a)	ATP + 60 % PCL	3,6	57
Gironi and Piemonte (2011a)	PLA	3,84	57
Suwanmanee et autres (2013)	PLA (boîtes thermoformées)	4	77
Gironi and Piemonte (2011a)	HDPE	4,84	80
Gironi and Piemonte (2011a)	PET	4,93	80,6
Gironi and Piemonte (2011a)	LDPE	5,04	83
Gironi and Piemonte (2011a)	PS	5,98	87
Gironi and Piemonte (2011a)	Nylon6	7,64	102

### 6.3.2 Consommation d'énergie

Le tableau 6.1 présente également une compilation de la consommation d'énergie reliée aux polymères et biopolymères, selon les ACV retenues ayant présenté des données du berceau au tombeau sur une base de poids. Les biopolymères consommeraient moins d'énergie que les polymères.

Le PLA serait un choix responsable pour réduire la consommation d'énergie selon Piemonte (2011), Gironi et Piemonte (2009) ainsi que Madival (2009).

Les emballages de Mater-Bi consommeraient moins d'énergie que le PET et le PE selon Gironi et Piemonte (2011b).

Le PHA issu de maïs serait plus énergivore que le PE et le PP selon Tabone et autres (2010), alors que Kim et Dale (2008) concluent le contraire.

### **6.3.3 Qualité des écosystèmes**

Les ACV ayant pris en considération l'acidification et l'eutrophisation (Weiss et autres, 2012; Gironi and Piemonte, 2011a; Piemonte and Gironi, 2011; Groot and Borén, 2010; Tabone et autres, 2010; Kim and Dale, 2005) ont conclu que les polymères étaient préférables aux biopolymères à cet égard, à l'exception toutefois de l'amidon de maïs, qui serait avantageux pour l'environnement en termes d'acidification (Gironi and Piemonte, 2011b). Madival et autres (2009) ont conclu que le PS était préférable au PLA quant à l'eutrophisation ainsi que pour l'appauvrissement de la couche d'ozone.

L'indicateur d'écotoxicité permet au PLA d'être avantageux quant au PET et au PS (Madival et autres, 2009). Il s'est démontré moins favorable que le PS lors d'une ACV différence en ce qui concerne la qualité des écosystèmes ainsi que la santé humaine (Uihlein et autres, 2008).

### **6.3.4 Utilisation de l'eau**

La plupart des ACV utilisant des impacts intermédiaires multiples se concentrent sur l'acidification et l'eutrophisation des milieux. Ces catégories d'impacts sont reliées à l'utilisation de fertilisants. Bien que normalement l'utilisation des ressources nécessaires à la fabrication des matières premières soit prise en compte lors des ACV, la quantification spécifique de l'utilisation de l'eau n'est pas faite dans les ACV retenues. Il serait également intéressant de connaître les impacts spécifiques à cette utilisation selon les régions de production, puisque des pénuries d'eau ou un stress hydrique supplémentaire pourraient avoir des effets nuisibles sur les populations ou les milieux aquatiques (Pawelzik et autres, 2013).

### **6.3.5 Résidus agricoles**

Les ACV relatent peu du sort réservé aux résidus agricoles. Il est pourtant possible de réduire l'impact environnemental des biomatériaux si les résidus non essentiels au maintien de la biomasse

du sol sont utilisés pour la génération d'énergie ou des sous-produits. Dornburg et autres (2003) concluent qu'une fois pris en considération : 1) le retrait des nutriments des terres; 2) l'énergie requise et les émissions reliées à la collecte et au transport des résidus et; 3) la conversion des résidus en énergie secondaire, il serait possible de réduire jusqu'à  $190 \text{ GJ ha}^{-1}\text{an}^{-1}$  la consommation d'énergie ainsi que de  $15 \text{ t équivalent C-CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$  les émissions de GES si ces résidus étaient utilisés pour l'énergie.

#### **6.3.6 Méthodes agricoles**

Les impacts environnementaux reliés aux bioproduits, dans des catégories telles que l'eutrophisation, l'acidification, l'impact sur la qualité de l'air, l'utilisation d'énergie et les émissions de GES sont essentiellement reliés aux pratiques agricoles industrielles. L'agriculture sans labour et la culture d'hiver réduiraient l'impact environnemental du maïs jusqu'à 70 % (Kim and Dale, 2008).

#### **6.4 Scénarios de fin de vie**

Peu d'auteurs ont incorporé la fin de vie dans leurs analyses. Piemonte (2011) démontre que le recyclage en boucle fermée puis le recyclage en boucle ouverte représentent les meilleures options de fin de vie pour des emballages de PLA et de Mater-Bi. Gironi et Piemonte (2011a), quant à eux, concluent que le compostage du Mater-Bi présente un bilan négatif comparé au PE recyclé; ce scénario ne prend malheureusement pas en considération que certains produits de plastique se retrouveront aux déchets, particulièrement les emballages alimentaires utilisés à l'extérieur du domicile, qui pourraient bénéficier de la mise en place d'un système de compostage à grande échelle visant les industries, commerces et institutions.

Ce constat élude les avantages associés à l'utilisation de produits biodégradables, tels que les sacs pour résidus organiques ou la vaisselle jetable, qui pourraient être déposés directement dans les collectes de résidus alimentaires, réduisant les quantités de matières vouées à l'enfouissement et l'énergie requise pour trier les résidus non compostables.

Puisque plusieurs biomatériaux sont produits dans des usines à petite échelle, Hermann et autres (2010) considèrent que les impacts environnementaux et le coût des matériaux biosourcés seront réduits grâce à l'apprentissage technologique, l'amélioration des installations de production et des progrès en biotechnologie. Yates et Barlow (2013) soulignent plutôt que l'utilisation des meilleures technologies disponibles permettant une réduction d'impacts environnementaux requiert des

développements additionnels et que des améliorations technologiques sont tout aussi possibles pour les polymères traditionnels, hypothèse souvent rejetée puisque les technologies ont déjà fait l'objet d'optimisation. Les écoprofiles du PET démontrent d'importantes améliorations technologiques, dont 16 % pour la consommation d'énergie et 50 % en potentiel d'acidification, grâce à des améliorations de procédés dans les matières premières. Il est donc difficile de statuer un avantage futur pour les polymères ou pour les biopolymères.

#### **6.4.1 Conclusions**

Le but énoncé de cet essai est de départager les polymères des biopolymères en termes d'impacts sur l'environnement; la tâche s'avère des plus complexes. Lorsque les critères d'émissions de GES et d'utilisation d'énergie sont les seuls pris en compte, les biopolymères représentent l'option à privilégier. La production de plusieurs biopolymères serait toutefois responsable d'impacts négatifs pour l'environnement, notamment l'acidification et l'eutrophisation des milieux naturels. Une conclusion claire ne peut être tirée, puisque les résultats affichés pour diverses ACV portant sur les mêmes biopolymères diffèrent et mènent parfois à des conclusions opposées. Les écarts pourraient trouver leur cause dans les processus utilisés (par exemple le type d'électricité utilisée), dans les fluctuations des rendements agricoles dues aux conditions atmosphériques ou même dans les méthodologies retenues, ces dernières soulevant différentes problématiques. Il demeure donc complexe de départager les résultats pour conclure clairement en faveur des polymères ou des biopolymères.

Suite aux diverses ACV analysées, certaines conclusions peuvent être tirées :

- les matériaux biosourcés permettent généralement de réduire la consommation d'énergie ainsi que les émissions de GES, lorsque le changement indirect d'affectation des sols n'est pas considéré;
- les économies d'émissions de GES seraient incertaines, les émissions de N<sub>2</sub>O citées au chapitre 3 pouvant ne pas être toutes prises en compte dans les indicateurs retenus lors des ACV;
- les économies d'émissions de GES pourraient être annulées avec les émissions liées aux changements directs et indirects d'affectation des sols;

- certains biopolymères sont bénéfiques et d'autres défavorables quant à l'acidification des milieux;
- les biopolymères ont un impact négatif quant à l'eutrophisation des milieux;
- les méthodologies utilisées lors des analyses de cycle de vie sont si disparates qu'il devient presque impossible de tirer des conclusions claires quant à leurs bénéfices.

## **7 RECOMMANDATIONS**

Les polymères et biopolymères présentent plusieurs problématiques pour l'environnement. Des recommandations sont proposées pour l'industrie agricole, les instances gouvernementales et municipales ainsi que pour les fabricants de produits afin de réduire leur impact.

### **7.1 Recommandation pour l'industrie agricole**

L'impact des biopolymères pourrait être réduit grâce à une meilleure gestion des fertilisants et des pratiques d'agriculture extensive; de telles pratiques peuvent malheureusement entraîner des rendements plus faibles et donc augmenter les besoins en sols pour la production de biomasse (Weiss et autres, 2012).

Certains auteurs suggèrent l'utilisation des résidus agricoles du maïs afin de générer l'énergie nécessaire pour le processus de production des biopolymères (Weiss et autres, 2012; Kim and Dale, 2005). Cette pratique pourrait cependant s'avérer nuisible à long terme, puisqu'elle appauvrit le sol.

Diverses solutions sont avancées afin d'offrir des produits biosourcés plus avantageux pour l'environnement :

- produire la biomasse à partir de déchets ou la cultiver sur des terres abandonnées ou dégradées (Weiss et autres, 2012; Piemonte and Gironi, 2011);
- produire les matériaux biosourcés avec des cultures à haut rendement en matière première et sous-produits utiles (Patel et autres, 2006);
- faire une utilisation plus intensive des terres agricoles en utilisant les cultures intercalaires entre les récoltes, qui serviraient d'énergie ou de matière première (Weiss et autres, 2012);
- établir des lignes directrices claires pour la gestion des terres agricoles (Weiss et autres, 2012).

Pour pallier les problématiques associées aux méthodes agricoles, les méthodes évoquées au chapitre 3 devraient être mises en place, telles que :

- les cultures de couverture (qui absorbent l'azote minéral);
- les cultures dérobées en jachère, qui atténueraient les GES;
- une meilleure gestion des engrais et une utilisation optimale d'engrais azoté;
- l'interdiction de brûler les résidus des récoltes et;

- un labourage minimal ou nul, permettant d'augmenter le carbone dans le sol (Bellarby et autres, 2008; Smith et autres, 2007).

## **7.2 Recommandations pour les instances gouvernementales**

### **7.2.1 Instaurer des mécanismes officiels de prise en compte du carbone dans les produits biosourcés**

La production de produits biosourcés peut avoir un impact positif si elle utilise des méthodes suggérées également pour réduire l'impact des biocarburants; l'un des impacts négatifs les plus importants à considérer est la déforestation subie en Amérique du Sud, en Afrique ainsi que dans certaines régions de l'Asie du Sud-est, qu'elle soit directe ou indirecte. Gallagher et autres (2008) suggèrent :

- d'intégrer des mécanismes permettant de créditer les changements d'affectation des sols lors de l'utilisation de sols abandonnés dans les prochains accords sur les changements climatiques. Ces crédits décourageraient la déforestation;
- de créer des certifications de viabilité et de carbone, actuellement utilisées pour les biocarburants, qui devraient être étendues à toutes les activités agricoles;
- de mettre en place des contrôles à l'échelle mondiale avant d'augmenter l'utilisation de terres à des fins de biocarburants afin de réduire les changements indirects d'affectation des sols.

### **7.2.2 Dictier des politiques gouvernementales innovatrices visant la restauration des terres**

Selon Piemonte et Gironi (2011b), si l'objectif des diverses politiques gouvernementales est l'atténuation des changements climatiques induits par le CO<sub>2</sub>, les décideurs devraient, à court terme (horizon de 30 ans), se concentrer à améliorer l'utilisation des ressources fossiles (ou leur réutilisation), à conserver les forêts et savanes existantes ainsi qu'à restaurer les forêts naturelles et les habitats de prairie sur les terres agricoles non utilisées à des fins alimentaires. En plus de réduire les émissions de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère, cette conversion de grandes surfaces vers des forêts secondaires offrirait des services écologiques supplémentaires, tels que la prévention de la désertification de produits forestiers, le maintien de la biodiversité biologique et la régulation du climat régional. Au contraire, l'utilisation de grandes surfaces de terres afin de fournir des biopolymères pourrait représenter des pressions supplémentaires sur l'environnement.



### **Étendre les programmes de responsabilité élargie des fabricants à des produits non dangereux**

Plusieurs objets fabriqués de matières plastiques pourraient faire l'objet de différents programmes ou mesures permettant de réduire la quantité de matières plastiques enfouies. La mise en place des programmes pourrait être prise en charge par une internalisation des coûts dans le prix d'achat. Le *Règlement sur la récupération et la valorisation de produits par les entreprises* démontre qu'il est possible de réduire les déchets lorsqu'ils sont visés par des programmes réglementés.

Élargir le règlement à un nombre de produits de consommation courante représenterait une solution de responsabilisation du fabricant efficace.

#### **7.2.3 Instaurer des consignes par les instances gouvernementales sur les produits à usage unique autres que les boissons gazeuses et les bières**

Le taux de recyclage des contenants de boissons a atteint 80,9 % en 2012 en Nouvelle-Écosse (RRFB Nova-Scotia, 2013). Le Québec pourrait atteindre des taux aussi élevés en instaurant une consigne sur des emballages de boissons. Un avantage supplémentaire à ce système permet d'améliorer la qualité des matières à valoriser grâce au tri effectué par le consommateur.

#### **7.2.4 Imposer un pourcentage de produits recyclés et recyclables aux producteurs**

L'utilisation de polymères recyclés serait facilitée grâce à un programme de consigne et permettrait aux fabricants d'obtenir une matière première de qualité, faisant un système de recyclage à boucle fermée qui réduit la quantité de matières résiduelles vouées à l'enfouissement ainsi que le pétrole nécessaire à la fabrication de résines vierges.

### **7.3 Recommandations pour les instances municipales**

L'éducation représente toujours une solution citée. Pour être efficace, il ne suffit pas d'éduquer les consommateurs. Il faut modifier les normes sociales et faciliter les nouveaux comportements. Ainsi, les Québécois ont modifié leur comportement avec les sacs d'épicerie en voyant un mouvement social s'amorcer et réduire leur consommation de sacs de plastique à usage unique. L'accès à des solutions de rechange simples et peu coûteuses, la normalisation de l'habitude et un coût additionnel pour les sacs à usage unique au supermarché sont tous des facteurs ayant favorisé ce changement rapide de comportement.

Le comportement et l'éducation du consommateur visant à favoriser des comportements durables dépassent largement le but de cet essai; il n'en demeure pas moins que c'est, entre autres, dans l'établissement de nouvelles normes sociales que les comportements peuvent être modifiés de façon positive et durable envers l'environnement. Les municipalités représentent l'instance par excellence pour modifier des comportements et mettre sur pied des programmes de formation citoyenne, tels que le programme Éco-quartier.

En ce qui a trait aux biopolymères, le consommateur devrait être également mis en garde quant à leur réel taux de décomposition ainsi que sur l'impact qu'ils ont sur l'environnement afin d'éviter qu'ils ne se retrouvent rejetés dans la nature.

#### **7.4 Recommandations pour les fabricants de produits**

##### **7.4.1 Concentrer les produits d'entretien**

La mise en marché de produits fortement concentrés serait intéressante écologiquement afin de réduire la quantité d'emballages produits. La concentration à 300 % d'un liquide (par exemple de savon à lessive) permet d'utiliser une seule bouteille plutôt que trois. En offrant un produit qui représente un volume moindre, la concentration permet de réduire les émissions de GES liées au transport, la quantité de matières premières utilisées lors de la fabrication des emballages et une quantité moindre de matières résiduelles à recycler ou enfouir.

Une sensibilisation accrue doit être faite auprès des consommateurs de produits concentrés, qui pourraient faire fi des consignes d'utilisation et ainsi les rendre plus nocifs pour l'environnement s'ils sont utilisés comme des produits conventionnels, à cause de leur concentration.

##### **7.4.2 Fabriquer et utiliser des biomatériaux biodégradables pour des applications marines**

La solution la plus simple afin de régler la problématique des débris marins serait, en plus d'interdire leur dépôt en mer, de ne fabriquer que des matières biodégradables pour utilisation en milieu marin. Cette solution implique de nouveaux efforts de recherche et développement, afin de créer des produits qui résistent à l'utilisation à laquelle ils sont destinés, tout en se dégradant lorsqu'ils sont perdus en mer. Cette solution simpliste risque peu de se concrétiser par la dichotomie de l'usage et de la fin de vie qui s'impose.

### **7.4.3 Interdire l'utilisation de polymères ou de microplastiques dans les produits personnels ou d'entretien**

Les nouveaux produits utilisant des microplastiques tels que les exfoliants, ainsi que ceux qui impliquent une dégradation des polymères dans l'environnement devraient faire l'objet d'une campagne de sensibilisation autant auprès de la population que des industries fabriquant ces produits. La population, qui bien souvent ne connaît pas les problématiques liées aux produits de consommation courante, pourrait modifier ses habitudes de consommation une fois la problématique connue. L'adsorption des POP par les microplastiques et leur bioamplification dans la chaîne alimentaire est un des exemples qui peuvent toucher l'imaginaire et modifier des comportements afin de réduire l'impact sur l'environnement.

### **7.5 Changement de société**

Les gouvernements ne s'entendent pas sur des moyens concrets visant la réduction des gaz à effets de serre, continuent à chercher de nouveaux gisements pétroliers et permettent la déforestation et le défrichage à des vitesses effarantes. La pratique d'extraire des ressources naturelles afin de créer des polymères mis aux rebuts dans l'année qui vient doit être remise en question rapidement, afin de trouver des solutions pour prolonger la durée de vie des produits et réduire la demande de polymères. La solution ne peut être prise par l'industrie, les détaillants ou les consommateurs séparément, c'est un changement de société et de valeurs qui doit être mis en place.

Un tel changement est complexe et ambitieux, puisqu'il implique de fortes diminutions de profits pour les industries puissantes et lobbyistes de la pétrochimie. La solution visant la réduction des déchets de plastique se trouve dans la diminution de consommation de plastique, tout simplement. Un système efficace géré grâce à un système de pollueur-payeur doit renforcer de nouveaux comportements auprès des consommateurs et des producteurs, rendant l'industrie des plastiques responsable de la fin de vie de ses produits.

Pour conclure, le Principe 15 de la Déclaration de Rio (Nations-Unies, 1992) sur l'environnement et le développement devrait être intégré aux différentes lois nationales et internationales :

« Pour protéger l'environnement, des mesures de précaution doivent être largement appliquées par les États selon leurs capacités. En cas de risque de dommages graves ou irréversibles, l'absence de certitude scientifique absolue ne doit pas servir de prétexte

pour remettre à plus tard l'adoption de mesures effectives visant à prévenir la dégradation de l'environnement. »

## CONCLUSION

Le but de cet essai était de départager les biopolymères des polymères issus de la pétrochimie. Cet exercice demeure périlleux et ne peut être fait de façon définitive, puisque les deux choix représentent des avantages et des inconvénients quant à leurs impacts sur l'environnement et que le meilleur produit demeure celui qui n'est pas utilisé.

Les méthodes d'agriculture requises pour certains biopolymères, notamment le maïs, impliquent l'utilisation de différents produits chimiques (pesticides, herbicides, fertilisants) nocifs pour l'environnement et la santé humaine, en plus d'augmenter le stress hydrique pour faire suite à la consommation d'eau et la perte de biodiversité requise par l'utilisation des terres. Le changement indirect d'affectation des sols pouvant réduire rapidement la biodiversité, le captage de carbone par les sols et la biomasse, il est déconseillé de remplacer les polymères par des biopolymères dont la matière première est issue de l'agriculture sans modifier les habitudes de consommation telles qu'elles sont aujourd'hui. Si de nouvelles technologies blanches pouvaient être utilisées afin de transformer des déchets en des biopolymères, ces matériaux deviendraient rapidement un choix avantageux et les biopolymères pourraient représenter une solution écologique.

L'utilisation de biopolymères devrait être restreinte à des applications précises, soit médicales, marines, alimentaires, ainsi que pour des pellicules de protection agricole, des fibres destinées à la confection de vêtements et des applications de libération contrôlée d'engrais. Les applications alimentaires devraient être accompagnées de réelles solutions de compostage pour représenter une solution environnementalement acceptable visant la réduction des matières vouées à l'enfouissement. Peu d'ACV ont été produites sur les scénarios de fin de vie des biopolymères; il serait pertinent de les inclure dans de nouvelles analyses afin de vérifier leur viabilité et de bien connaître leur impact.

Les biopolymères sont préférables quant à la déplétion des ressources non renouvelables et aux émissions de GES, alors que les polymères sont avantageux quant à l'acidification et l'eutrophisation. Selon le poids donné à chaque impact environnemental, le choix de produit sera différent.

Quant aux polymères, leur utilisation demeure pertinente pour des applications durables. Comme recommandé au chapitre 7, les contenants de plastique devraient tous faire l'objet d'une consigne,

permettant de se réinsérer dans un système de recyclage à boucle fermée et augmentant le taux de recyclage des matières.

Finalement, cet essai a permis de dresser un portrait de l'impact de tous types de polymères sur l'environnement et des différents enjeux et défis à relever afin de réduire notre empreinte écologique lors de leur consommation.

## RÉFÉRENCES

- 4R Sustainability (2011). *Demingling the mix: An assessment of commercially available automated sorting technology* (Rapport interne préparé pour le American Chemistry Council). Portland, 25 p.
- Ad hoc recherche (2006). *Comportements et attitudes face aux contenants consignés de boissons gazeuses* (rapport interne d'Ad hoc Recherche pour Boissons Gazeuses Environnement). Saint-Laurent, Boissons Gazeuses Environnement, 13 p.
- Algalita Marine Research Foundation, 5 Gyres Institute and Pangaea Exploration (2012). 2012 Expedition to study plastic marine pollution in the Japanese tsunami debris field. Communication orale. *Rapport de recherche interne*, Californie.
- Alvarez-Chavez, C.R., Edwards, S., Moure-Eraso, R. and Geiser, K. (2012). Sustainability of bio-based plastics: general comparative analysis and recommendations for improvement. *Journal of Cleaner Production*, vol. 23, n° 1, p. 47-56.
- American Chemistry Council (2013). History of polymers and plastics for teachers. In American Chemistry Council. *Education and resources - hands on plastics - introduction*. <http://plastics.americanchemistry.com/Education-Resources/Hands-on-Plastics/Introduction-to-Plastics-Science-Teaching-Resources/History-of-Polymers-Plastics-for-Teachers.html#top> (Page consultée le 8 janvier 2013).
- Andrady, A.L. (2003). *Plastics and the environment*. Hoboken, N.J, Wiley-Interscience, 762 p.
- Andrady, A.L. (2011). Microplastics in the marine environment. *Marine pollution bulletin*, vol. 62, n° 8, p. 1596-1605.
- Andrady, A.L. and Neal, M.A. (2009). Applications and societal benefits of plastics. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 1977-1984.
- Antoniou, M., Robinson, C. and Fagan, J. (2012). *GMO myths and truths: An evidence-based examination of the claims made for the safety and efficacy of genetically modified crops* (Rapport interne). Londres, Earth Open Source, 123 p.
- Arthur, C. and Baker, J. (2010). Proceedings of the Second Research Workshop on Microplastic Debris. In Anonyme, (p. 1-56), Tacoma, 5-6 novembre 2010.
- Association canadienne de l'industrie des plastiques (2013). Récupération de l'énergie. In Association canadienne de l'industrie des plastiques. *Association canadienne de l'industrie des plastiques*. <http://www.plastics.ca/EnvironmentalSustainability/EnergyRecovery/index.php> (Page consultée le 3 février 2013).
- ASTM International (2013). Committee D20.96 on Environmentally Degradable Plastics and Biobased Products. In ASTM International. <http://www.astm.org/COMMIT/SUBCOMMIT/D2096.htm> (Page consultée le 15 janvier 2013).
- Auras, R., Harte, B. and Selke, S. (2004). An overview of polylactides as packaging materials. *Macromolecular bioscience*, vol. 4, n° 9, p. 835-864.

- Avérous, L. (2004). Biodegradable Multiphase Systems Based on Plasticized Starch: A Review. *Journal of Macromolecular Science, Part C: Polymer Reviews*, vol. 44, n° 3, p. 231-274.
- Barnes, D.K.A. and Milner, P. (2005). Drifting plastic and its consequences for sessile organism dispersal in the Atlantic Ocean. *Marine Biology*, vol. 146, n° 4, p. 815-825.
- Barnes, D.K., Galgani, F., Thompson, R.C. and Barlaz, M. (2009). Accumulation and fragmentation of plastic debris in global environments. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 1985-1998.
- Barnes, D.K.A. (2002). Biodiversity: invasions by marine life on plastic debris. *Nature*, vol. 416, n° 6883, p. 808-809.
- Bellarby, J., Foereid, B., Hastings, A. and Smith, P. (2008). *Cool Farming: Climate Impacts of Agriculture and Mitigation Potential* (Rapport de recherche). The Netherlands, Greenpeace International, 44 p.
- Benbrook, C. (2009). *Impacts of genetically engineered crops on pesticide use in the United States: The first thirteen years* (Rapport interne). Washington, The Organic Center, 15 p.
- Bewa, H. (2006). *Matériaux polymères biodégradables et applications (Note de Synthèse II)* (Synthèse sur les produits biodégradables). France, ADEME Éditions, 16 p.
- Bewa, H. (2009). *Étude d'une méthodologie simplifiée pour la réalisation des ACV des bioproduits* (Cadre méthodologique pour l'évaluation environnementale des bioproduits). France, ADEME Éditions, 32 p.
- Boeglin, N. et Veuillet, D. (2005). *Introduction à l'Analyse de Cycle de Vie (ACV)* (Note de synthèse sur les ACV). France, ADEME Éditions, 13 p.
- Boerger, C.M., Lattin, G.L., Moore, S.L. and Moore, C.J. (2010). Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine pollution bulletin*, vol. 60, n° 12, p. 2275.
- Bohlmann, G.M. (2004). Biodegradable packaging life-cycle assessment. *Environmental Progress*, vol. 23, n° 4, p. 342-346.
- Boissons Gazeuses Environnement (2012). Statistiques de récupération. In Boissons Gazeuses Environnement. *Consignation*. <http://www.consignation.ca/fr/etat-actuel-de-la-consigne/statistiques-de-recuperation> (Page consultée le 6 septembre 2013).
- Browne, M.A., Crump, P., Niven, S.J., Teuten, E., Tonkin, A., Galloway, T. and Thompson, R. (2011). Accumulation of microplastic on shorelines worldwide: sources and sinks. *Environmental science & technology*, vol. 45, n° 21, p. 9175.
- Castelan, G. (2010). Polymères biodégradables. In Anonyme, *Bioprocédés dans les domaines de la santé, de l'agroalimentaire et de la chimie* (p. 1-25). France, Éditions Techniques de l'ingénieur.
- Chandra, R. and Rustgi, R. (1998). Biodegradable polymers. *Progress in Polymer Science*, vol. 23, n° 7, p. 1273-1335.
- Cheeke, T.E., Pace, B.A., Rosenstiel, T.N. and Cruzan, M.B. (2011). The influence of fertilizer level and spore density on arbuscular mycorrhizal colonization of transgenic Bt 11 maize (*Zea mays*) in experimental microcosms. *FEMS microbiology ecology*, vol. 75, n° 2, p. 304-312.



- Chomon, P. (2008). Emballages plastiques : polymères utilisés. In *Techniques de l'ingénieur (réd.), Conceptions d'emballages* (p. 1-23). Paris, Techniques de l'ingénieur.
- Colborn, T. and Soto, A.M. (1993). Developmental Effects of Endocrine-Disrupting Chemicals in Wildlife and Humans. *Environmental health perspectives*, vol. 101, n° 5, p. 378-384.
- Cole, M., Lindeque, P., Halsband, C. and Galloway, T.S. (2011). Microplastics as contaminants in the marine environment: a review. *Marine pollution bulletin*, vol. 62, n° 12, p. 2588.
- Comité européen de normalisation (2000). *Emballage - Exigences relatives aux emballages valorisables par compostage et biodégradation - Programme d'essai et critères d'évaluation de l'acceptation finale des emballages*. Comité européen de normalisation édition, Bruxelles, 21 p. (NF EN 13432:2000-11).
- de Jong, E., Higson, A., Walsh, P. and Wellisch, M. (2012). *Bio-based chemicals: Value added products from biorefineries* (Rapport de recherche sur les bioénergies). Utrecht, International Energy Agency Bioenergy (Task 42 biorefinery), 34 p.
- Detzel, A., Kauertz, B. and Derreza-Greeven, C. (2013). *Study of the Environmental Impacts of Packagings Made of Biodegradable Plastics* Dessau-Roßlau, Federal Environment Agency (Germany), 130 p.
- Domingo, J.L. (2007). Toxicity studies of genetically modified plants: a review of the published literature. *Critical reviews in food science and nutrition*, vol. 47, n° 8, p. 721-733.
- Domingo, J.L. et Giné Bordonaba, J. (2011). A literature review on the safety assessment of genetically modified plants. *Environment international*, vol. 37, n° 4, p. 734-742.
- Dornburg, V., Lewandowski, I. and Patel, M. (2003). Comparing the Land Requirements, Energy Savings, and Greenhouse Gas Emissions Reduction of Biobased Polymers and Bioenergy. *Journal of Industrial Ecology*, vol. 7, n° 3-4, p. 93-116.
- ÉcoBilan et Price Waterhouse Coopers (2008). *Analyses du cycle de vie des matériaux : contribution à la mise en place de bonnes pratiques méthodologiques* (Contribution méthodologique à la pratique des analyses de cycle de vie pour Procelpac et Sacs Papier de France). Paris, 6 p.
- ENSSER (2013). Statement: No scientific consensus on GMO safety. In ENSSER. *European Network of Scientists for Social and Environmental Responsibility*. <http://www.ensser.org/increasing-public-information/no-scientific-consensus-on-gmo-safety/> (Page consultée le 15 janvier 2014).
- Environment Australia (2002). *Biodegradable plastics – developments and environmental impacts* (Rapport sur les caractéristiques et problématiques reliées aux polymères biodégradables en collaboration avec ExcelPlas Australia). Melbourne, 60 p.
- Environnement Canada (2008). Évaluation préalable finale pour le Défi concernant le Phénol, 4,4' - (1-méthyléthylidène)bis(Bisphénol-A) A. In Gouvernement du Canada. <http://www.ec.gc.ca/ese-ees/default.asp?lang=Fr&n=3C756383-1#a10> (Page consultée le 26 février 2013).

- Environnement Canada (2011). Tendances en matière de rejets de polluants atmosphériques. In Gouvernement du Canada. *Environnement Canada*. <http://www.ec.gc.ca/inrp-npri/default.asp?lang=Fr&xml=E086C0B6-E21A-4C16-8489-2AA425871860#df> (Page consultée le 8 mars 2013).
- Essel, R. (2012). Meta-analysis of life cycle assessments for bio-based polymers (PLA & PHA) (Meta-Analyse von Ökobilanzen für bio-basierte Polymere in der Produktion von Proganic). In Nova-Institut GmbH, *5th International Congress on Bio-based Plastics and Composites & Industrial Biotechnology* (p. 42), 14-15 mars 2012. Cologne, nova-Institut GmbH.
- European Bioplastics (2009a). *Industrial composting* (Fiche d'information sur le compostage industriel, à l'intention de l'industrie des biopolymères). Berlin, 14 p.
- European Bioplastics (2009b). *Oxo-Biodegradable plastics* (Position officielle du regroupement quant à l'utilisation du terme oxo-biodégradable). Berlin, 7 p.
- European Bioplastics (2012). *Accountability is key - Environmental communications guide for bioplastics* (Guide des bonnes pratiques en communication pour les biopolymères)). Berlin, 32 p.
- European Bioplastics and Institute for Bioplastics and Biocomposites (2012). Labelling, logos and charts. In *European Bioplastics*. <http://en.european-bioplastics.org/press/press-pictures/labelling-logos-charts/> (Page consultée le 22 janvier 2013).
- European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2010). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance* Luxembourg, Publications Office of the European Union, 398 p.
- European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability (2011). *International Reference Life Cycle Data System (ILCD) Handbook - Recommendations for Life Cycle Impact Assessment in the European context* First edition édition, Luxembourg, Publications Office of the European Union, 72 p.
- European Commission - Joint Research Centre (2013). LCA resources directory: list of tools. In European Commission - DG Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability. *LCA tools, services, data and studies*. <http://lca.jrc.ec.europa.eu/lcainfohub/toolList.vm> (Page consultée le 10 avril 2013).
- Fargione, J., Hill, J., Tilman, D., Polasky, S. and Hawthorne, P. (2008). Land Clearing and the Biofuel Carbon Debt. *Science*, vol. 319, n° 5867, p. 1235-1238.
- Fernandez-Cornejo, J. (2012). Adoption of Genetically Engineered Crops in the U.S. In *USDA Economic Research Service*. <http://www.ers.usda.gov/data-products/adoption-of-genetically-engineered-crops-in-the-us/recent-trends-in-ge-adoption.aspx#.UVCDIhnbyBR> (Page consultée le 3 mars 2013).
- Gallagher, E., Berry, A. and Archer, G. (2008). *The Gallagher review of the indirect effects of biofuel production*. East Sussex (Royaume-Uni), Renewable Fuels Agency, 92 p.
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W. and Seitzinger, S.P. (2003). The nitrogen cascade. *Bioscience*, vol. 53, n° 4, p. 341.

- GIEC (2011). *Résumé à l'intention des décideurs. In : Rapport spécial du GIEC sur les sources d'énergie renouvelable et l'atténuation des effets des changements climatiques* Cambridge et New-York, Cambridge University Press, 242 p.
- Gironi, F. and Piemonte, V. (2011a). Bioplastics and Petroleum-based Plastics: Strengths and Weaknesses. *Energy Sources, Part A: Recovery, Utilization, and Environmental Effects*, vol. 33, n° 21, p. 1949-1959.
- Gironi, F. and Piemonte, V. (2011b). Life cycle assessment of polylactic acid and polyethylene terephthalate bottles for drinking water. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, vol. 30, n° 3, p. 459-468.
- Goldberg, E.D. (1997). Plasticizing the Seafloor: An Overview. *Environmental technology*, vol. 18, n° 2, p. 195-201.
- Gouvernement du Canada (2011). Profil industriel de l'industrie canadienne des produits en matière de plastique. In Gouvernement du Canada. *Industrie Canada*. <http://www.ic.gc.ca/eic/site/plastics-plastiques.nsf/fra/pl01383.html> (Page consultée le 4 février 2013).
- Gray, T.J. and Gangolli, S.D. (1986). Aspects of the testicular toxicity of phthalate esters. *Environmental health perspectives*, vol. 65, p. 229-235.
- Gray, T.J.B., Rowland, I.R., Foster, P.M.D. and Gangolli, S.D. (1982). Species differences in the testicular toxicity of phthalate esters. *Toxicology letters*, vol. 11, n° 1, p. 141-147.
- Gregory, M.R. (2009). Environmental Implications of Plastic Debris in Marine Settings—Entanglement, Ingestion, Smothering, Hangers-On, Hitch-Hiking and Alien Invasions. *Philosophical Transactions: Biological Sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 2013-2025.
- Groot, W.J. and Borén, T. (2010). Life cycle assessment of the manufacture of lactide and PLA biopolymers from sugarcane in Thailand. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 15, n° 9, p. 970-984.
- Gross, R.A. and Kalra, B. (2002). Biodegradable Polymers for the Environment. *Science*, vol. 297, n° 5582, p. 803-807.
- Guinée, J.B. (2002). *Handbook on life cycle assessment: operational guide to the ISO standards*. Dordrecht, Kluwer Academic Publishers, 692 p. 7.
- Guo, M. and Murphy, R.J. (2012a). Is There a Generic Environmental Advantage for Starch-PVOH Biopolymers Over Petrochemical Polymers? *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 20, n° 4, p. 976.
- Guo, M. and Murphy, R.J. (2012b). LCA data quality: sensitivity and uncertainty analysis. *The Science of the total environment*, vol. 435-436, p. 230-243.
- Halley, P.J. and Dorgan, J.R. (2011). Next-generation biopolymers: Advanced functionality and improved sustainability. *MRS Bulletin*, vol. 36, n° 9, p. 687-691.
- Hermann, B.G., Blok, K. and Patel, M.K. (2010). Twisting biomaterials around your little finger: environmental impacts of bio-based wrappings. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 15, n° 4, p. 346-358.

- Hopewell, J., Dvorak, R. and Kosior, E. (2009). Plastics recycling: challenges and opportunities. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 2115-2126.
- Hosler, D., Burkett, S.L. and Tarkanian, M.J. (1999). Prehistoric Polymers: Rubber Processing in Ancient Mesoamerica. *Science*, vol. 284, n° 5422, p. 1988-1991.
- Huppes, G. and van Oers, L. (2011). *Background review of existing weighting approaches in Life Cycle Impact Assessment (LCIA)* (Développement d'une pondération pour les catégories d'impacts utilisés dans les analyses de cycle de vie). Luxembourg, Publications Office of the European Union, 96 p.
- International Standard Organisation (2006). *Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework*. Genève, ISO, (Norme internationale ISO 14040, confirmée en 2006).
- Jarroux, N. (2010). Les biopolymères : différentes familles, propriétés et applications. In Anonyme, *Bioprocédés dans les domaines de la santé, de l'agroalimentaire et de la chimie* (p. 25). Paris, Éditions Techniques de l'ingénieur.
- Jayasekara, R., Harding, I., Bowater, I. and Lonergan, G. (2005). Biodegradability of a Selected Range of Polymers and Polymer Blends and Standard Methods for Assessment of Biodegradation. *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 13, n° 3, p. 231-251.
- Johnson, R.M., Mwaikambo, L.Y., Tucker, N. and Rapra Technology Limited (2003). *Biopolymers*. Shrewsbury, U.K, Rapra Technology Ltd, 14, no. 3.
- Jolliet, O., Margni, M., Charles, R., Humbert, S., Payet, J., Rebitzer, G. and Rosenbaum, R. (2003). IMPACT 2002+: A new life cycle impact assessment methodology. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 8, n° 6, p. 324-330.
- Kale, G., Kijchavengkul, T., Auras, R., Rubino, M., Selke, S.E. and Singh, S.P. (2007). Compostability of bioplastic packaging materials: an overview. *Macromolecular bioscience*, vol. 7, n° 3, p. 255-277.
- Kijchavengkul, T. and Auras, R. (2008). Compostability of polymers. *Polymer International*, vol. 57, n° 6, p. 793-804.
- Kim, S. and Dale, B.E. (2005). Life Cycle Assessment Study of Biopolymers (Polyhydroxyalkanoates) - Derived from No-Tilled Corn (11 pp). *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 10, n° 3, p. 200-210.
- Kim, S. and Dale, B.E. (2008). Energy and greenhouse gas profiles of polyhydroxybutyrates derived from corn grain: a life cycle perspective. *Environmental science & technology*, vol. 42, n° 20, p. 7690-7695.
- Kim, S. and Dale, B.E. (2009). Regional variations in greenhouse gas emissions of biobased products in the United States--corn-based ethanol and soybean oil. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 14, n° 6, p. 540-546.
- Klauss, M. and Bidlingmaier, W. (2004). Pilot scale field test for compostable packaging materials in the City of Kassel, Germany. *Waste Management*, vol. 24, n° 1, p. 43-51.

- Krzan, A., Hemjinda, S., Miertus, S., Corti, A. and Chiellini, E. (2006). Standardization and certification in the area of environmentally degradable plastics. *Polymer Degradation and Stability*, vol. 91, n° 12, p. 2819-2833.
- Labouze, E., Beton, A., Michaud, J. et Hestin, M. (2008). *Application de la méthode « bilan carbone® » aux activités de gestion des déchets* (Rapport interne sur les facteurs d'émission, les problèmes méthodologiques et des pistes de solutions). Villeurbanne, RECORD, 134 p.
- Lake, B.G., Brantom, P.G., Gangolli, S.D., Butterworth, K.R. and Grasso, P. (1976). Studies on the effects of orally administered Di-(2-ethylhexyl) phthalate in the ferret. *Toxicology*, vol. 6, n° 3, p. 341-356.
- Lamb, J.C., Chapin, R.E., Teague, J., Davis Lawton, A. and Reel, J.R. (1987). Reproductive effects of four phthalic acid esters in the mouse. *Toxicology and applied pharmacology*, vol. 88, n° 2, p. 255-269.
- Loi sur la qualité de l'environnement*, L.R.Q., c. Q-2., article 53.30.
- Luckachan, G.E. and Pillai, C.K.S. (2011). Biodegradable Polymers- A Review on Recent Trends and Emerging Perspectives. *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 19, n° 3, p. 637-676.
- Madival, S., Auras, R., Singh, S.P. and Narayan, R. (2009). Assessment of the environmental profile of PLA, PET and PS clamshell containers using LCA methodology. *Journal of Cleaner Production*, vol. 17, n° 13, p. 1183-1194.
- Marine Mammal Commission (2001). *Marine Mammal Commission Annual Report to Congress. Effects of Pollution on Marine Mammals*. (Révisions et recommandations sur les politiques et actions internes et internationales quant à la protection et la conservation des mammifères marins). 28e édition, Bethesda, 264 p.
- Mato, Y., Isobe, T., Takada, H., Kanehiro, H., Ohtake, C. and Kaminuma, T. (2001). Plastic resin pellets as a transport medium for toxic chemicals in the marine environment. *Environmental science & technology*, vol. 35, n° 2, p. 318-324.
- Miller, S.A., Landis, A.E. and Theis, T.L. (2007). Environmental trade-offs of biobased production. *Environmental science & technology*, vol. 41, n° 15, p. 5176.
- Ministère du développement durable, environnement, faune et parcs (2011). Responsabilité élargie des producteurs (REP). In Gouvernement du Québec. *Ministère du développement durable, environnement, faune et parcs*.  
<http://www.mddefp.gouv.qc.ca/matieres/reglement/recup-valor-entrepr/faq.htm> (Page consultée le 3 septembre 2013).
- Mojo, S. (2007). Compostable Products: Designing for Disposal. *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 15, n° 4, p. 289-294.
- Moore, C.J., Moore, S.L., Leecaster, M.K. and Weisberg, S.B. (2001). A comparison of plastic and plankton in the north Pacific central gyre. *Marine pollution bulletin*, vol. 42, n° 12, p. 1297-1300.
- Moore, C.J. (2008). Synthetic polymers in the marine environment: a rapidly increasing, long-term threat. *Environmental research*, vol. 108, n° 2, p. 131-139.

- Morawski, C. (2008). Comprendre les enjeux associés à la récupération des contenants de boissons. In CM Consulting inc. *Strategic policy for recycling initiatives*. [www.cmconsultinginc.com/wp-content/uploads/2011/03/Bev\\_White-Paper-French-2008-Quebec1.pdf](http://www.cmconsultinginc.com/wp-content/uploads/2011/03/Bev_White-Paper-French-2008-Quebec1.pdf) (Page consultée le 15 octobre 2013).
- Murphy, R., Detzel, A., Guo, M. and Krüger, M. (2011). Comment on "Sustainability metrics: life cycle assessment and green design in polymers". *Environmental science & technology*, vol. 45, n° 11, p. 5055.
- Narayan, R. (2009). Bioplastics: sorting through facts and claims. *Bioplastics magazine*, vol. 4, p. 28-3.
- Nations-Unies (1992). Déclaration de Rio sur l'environnement et le développement. In Nations-Unies. *Conférence des Nations Unies sur l'environnement et le développement*. <http://www.un.org/french/events/rio92/aconf15126vol1f.htm>
- Patel, M.K., Crank, M., Dornburg, V., Hermann, B.G., Roes, L., Hüsing, B., Overbeek, L., Teragagni, F. and Recchia, E. (2006). *Medium- and long-term opportunities and risks of the biotechnological production of bulk chemicals from renewable resources – The potential of white biotechnology*. (Rapport préparé pour la Commission européenne). Utrecht, the Netherlands, European Commission's GROWTH Programme, 452 p.
- Pawelzik, P., Carus, M., Hotchkiss, J., Narayan, R., Selke, S., Wellisch, M., Weiss, M., Wicke, B. and Patel, M.K. (2013). Critical aspects in the life cycle assessment (LCA) of bio-based materials – Reviewing methodologies and deriving recommendations. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 73, n° 0, p. 211-228.
- Peter A. T., Xueyuan O. and Loke M. C. (2010). Impacts of pollution on marine life in Southeast Asia. *Biodiversity & Conservation*, vol. 19, n° 4, p. 1063-1082.
- Phelps, P. (2008). Awareness building of inefficient plastic recycling. *McClatchy - Tribune Business News*, Apr 19, 2008, p. n/a.
- Piemonte, V. (2011). Bioplastic Wastes: The Best Final Disposition for Energy Saving. *Journal of Polymers and the Environment*, vol. 19, n° 4, p. 988-994.
- Piemonte, V. and Gironi, F. (2011). Land-use change emissions: How green are the bioplastics? *Environmental Progress & Sustainable Energy*, vol. 30, n° 4, p. 685-691.
- PlasticsEurope (2011). *Eco-profiles and Environmental Declarations* (Rapport sur la méthodologie d'inventaire de cycle de vie des polymères). 2e édition, Belgique, 51 p.
- PlasticsEurope (2012). *Plastics the facts 2012: An analysis of European plastics production, demand and waste data for 2011* (Rapport annuel sur la production de plastique en Europe). Belgique, 38 p.
- Rabetafika, H.N., Paquot, M. et Dubois, P. (2006). Les polymères issus du végétal : matériaux à propriétés spécifiques pour des applications ciblées en industrie plastique. *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, vol. 10, n° 3, p. 185-11.
- Raschka, A. and Carus, M. (2012). *Industrial material use of biomass: Basic data for Germany, Europe and the world* (Rapport de recherche). Hürth, nova-Institute for ecology and innovation, 27 p.

- Ravenstijn, J. (2010). Switched on to biopolymers: uptake of bio-based polymers by the growing consumer electronics sector promises to help reduce energy consumption and carbon dioxide emissions. *Chemistry and Industry*, vol. September 2010, n° 18
- Reap, J., Roman, F., Duncan, S. and Bras, B. (2008). A survey of unresolved problems in life cycle assessment: Part 1: goal and scope and inventory analysis. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 13, n° 4, p. 290-300.
- Recyc-Québec (2011). Politique québécoise de gestion des matières résiduelles : plan d'action 2011-2015 (en bref). In Gouvernement du Québec. *Ministère du développement durable, environnement, faune et parcs*. <http://www.mddep.gouv.qc.ca/matieres/pgmr/pol-enbref.pdf> (Page consultée le 3 février 2013).
- Recyc-Québec (2012). Bilan 2010-2011 de la gestion des matières résiduelles au Québec. In Recyc-Québec. *Bilan 2010-2011 GMR final.pdf*. <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/Bilan%202010-2011%20GMR%20Final.pdf> (Page consultée le 5 janvier 2013).
- Relyea, R.A. (2005). The Impact of Insecticides and Herbicides on the Biodiversity and Productivity of Aquatic Communities. *Ecological Applications*, vol. 15, n° 2, p. 618-627.
- Roes, A.L. and Patel, M.K. (2007). Life Cycle Risks for Human Health: A Comparison of Petroleum versus Bio-Based Production of Five Bulk Organic Chemicals. *Risk Analysis*, vol. 27, n° 5, p. 1311-1321.
- RRFB Nova-Scotia (2013). Accomplishments. In Resource Recovery Fund Board Inc. *RRFB: Put waste in its place*. [http://www.putwasteinitsplace.ca/accomplishments.asp#.Uqssv\\_auHw0](http://www.putwasteinitsplace.ca/accomplishments.asp#.Uqssv_auHw0) (Page consultée le 18 octobre 2013).
- Ryan, P.G. (1989). The effects of ingested plastic and other marine debris on seabirds. In Shomura, R.S. et Godfrey, M.L., *Proceedings of the Second International Conference on Marine Debris* (p. 623-11), Honolulu, Hawaii, 2 au 7 avril 1989. US Department of Commerce, NOAA Technical Memorandum.
- Ryan, P.G., Moore, C.J., van Franeker, J.A. and Moloney, C.L. (2009). Monitoring the abundance of plastic debris in the marine environment. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 1999-2012.
- Searchinger, T., Heimlich, R., Houghton, R.A., Dong, F., Elobeid, A., Fabiosa, J., Tokgoz, S., Hayes, D. and Yu, T. (2008). Use of U.S. croplands for biofuels increases greenhouse gases through emissions from land-use change. *Science (New York, N.Y.)*, vol. 319, n° 5867, p. 1238-1240.
- Sia Conseil (2009). Le secteur du raffinage résiste-t-il à la crise ? In SIA Partners. *Énergie et environnement*. <http://energie.sia-partners.com/20090218/le-secteur-du-raffinage-resiste-t-il-a-la-crise/> (Page consultée le 6 janvier 2013).
- Singh, R. (2011). *Principles for the accounting of biogenic carbon in product carbon footprint (PCF) standards*. Document non-publié. Consulté 3 mars 2013, de [http://www.bio.org/sites/default/files/Position\\_Carbon\\_Footprint\\_PCF.pdf](http://www.bio.org/sites/default/files/Position_Carbon_Footprint_PCF.pdf)

- Smith, P., Martino, D., Cai, Z., Gwary, D., Janzen, H.H., Kumar, P., McCarl, B., Ogle, S., O'Mara, F., Rice, C., Scholes, R.J. and Sirotenko, O. (2007). *Agriculture. In Climate Change 2007: Mitigation. Contribution of Working Group III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge et New-York, Cambridge University Press, 497-540 p.
- Song, J.H., Murphy, R.J., Narayan, R. and Davies, G.B.H. (2009). Biodegradable and compostable alternatives to conventional plastics. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 2127-2139.
- Soroudi, A. and Jakubowicz, I. (2013). Recycling of bioplastics, their blends and biocomposites: A review. *European Polymer Journal*, vol. 49, n° 10, p. 2839-2858.
- SPI Bioplastics Council (2013). *Position paper on degradable additives* (rapport interne). Washington, the Society of the Plastics Industry Bioplastics Council, 5 p.
- Standing Council on environment and water (2011). Packaging impacts, consultation regulation: impact statement. *In* Secretariat for Standing Council on Environment and Water. *Council of Australian Governments - Standing council on environment and water*. <http://www.scew.gov.au/publications/pubs/packaging-impacts/packaging-impacts-consultation-ris-december-2011.pdf> (Page consultée le 12 février 2013).
- Stevens, E.S. (2003). What makes green plastics green? *Biocycle*, vol. 44, n° 3, p. 24.
- Stutz, B. (2010). Companies put restrictions on research into gm crops. *In* Yale University. *Yale Environment 360*. [http://e360.yale.edu/feature/companies\\_put\\_restrictions\\_on\\_research\\_into\\_gm\\_crops/2273/](http://e360.yale.edu/feature/companies_put_restrictions_on_research_into_gm_crops/2273/) (Page consultée le 10 mars 2013).
- Sustainable Biomaterials Collaborative (2013). FAQs: Biomaterials and Sustainability. *In* *Sustainable Biomaterials Collaborative*. <http://www.sustainablebiomaterials.org/faqs.biobased.php> (Page consultée le 5 mars 2013).
- Suwanmanee, U., Varabuntoonvit, V., Chaiwutthinan, P., Tajan, M., Mungcharoen, T. and Leejarkpai, T. (2013). Life cycle assessment of single use thermoform boxes made from polystyrene (PS), polylactic acid, (PLA), and PLA/starch: cradle to consumer gate. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, n° 2, p. 401-417.
- Tabone, M.D., Cregg, J.J., Beckman, E.J. and Landis, A.E. (2010). Sustainability metrics: life cycle assessment and green design in polymers. *Environmental science & technology*, vol. 44, n° 21, p. 8264.
- Taillefer, S. (2007). Avis sur les sacs d'emplette. *In Recyc-Québec*. <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/MICI/Avis-SacsEmplettes-RQ-2007.pdf> (Page consultée le 6 janvier 2013).
- Talsness, C.E., Andrade, A.J.M., Kuriyama, S.N., Taylor, J.A. and vom Saal, F.S. (2009). Components of plastic: experimental studies in animals and relevance for human health. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 2079-2096.



- Tanaka, K., Takada, H., Yamashita, R., Mizukawa, K., Fukuwaka, M. and Watanuki, Y. (2013). Accumulation of plastic-derived chemicals in tissues of seabirds ingesting marine plastics. *Marine pollution bulletin*, vol. 69, n° 1-2, p. 219.
- Teuten, E.L., Saquing, J.M., Knappe, D.R., Barlaz, M.A., Jonsson, S., Bjorn, A., Rowland, S.J., Thompson, R.C., Galloway, T.S., Yamashita, R., Ochi, D., Watanuki, Y., Moore, C., Viet, P.H., Tana, T.S., Prudente, M., Boonyatumanond, R., Zakaria, M.P., Akkhavong, K., Ogata, Y., Hirai, H., Iwasa, S., Mizukawa, K., Hagino, Y., Imamura, A., Saha, M. and Takada, H. (2009). Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 2027-2045.
- Thompson, R.C., Moore, C.J., vom Saal, F.S. and Swan, S.H. (2009). Plastics, the environment and human health: current consensus and future trends. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 2153-2166.
- Thompson, R.C., Swan, S.H., Moore, C.J. and vom Saal, F.S. (2009). Our plastic age. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences*, vol. 364, n° 1526, p. 1973-1976.
- Tourinho, P.S., Ivar do Sul, J.A. and Fillmann, G. (2010). Is marine debris ingestion still a problem for the coastal marine biota of southern Brazil? *Marine pollution bulletin*, vol. 60, n° 3, p. 396-401.
- Trautmann, N. and Krasny, M. (1997). *The science of composting*. Cornell Waste Management Institute, 117 p.
- Tufvesson, L.M., Tufvesson, P., Woodley, J.M. and Börjesson, P. (2013). Life cycle assessment in green chemistry: overview of key parameters and methodological concerns. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 18, n° 2, p. 431-444.
- U. S. Environmental Protection Agency (2006). Executive summary and background findings. In Anonyme, *Solid waste management and greenhouse gases: a life-cycle assessment of emissions and sinks* (p. 20). Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency.
- Uihlein, A., Ehrenberger, S. and Schebek, L. (2008). Utilisation options of renewable resources: a life cycle assessment of selected products. *Journal of Cleaner Production*, vol. 16, n° 12, p. 1306-1320.
- UNEP (2005). *Marine Litter : An analytical overview* (Évaluation des menaces dues aux sources de pollution marine et de l'efficacité des méthodes actuelles visant sa réduire). Nairobi, 58 p.
- UNEP (2009). *Marine Litter : A Global Challenge* (Rapport sur la problématique des déchets dans les océans). Nairobi, United Nations Environment Programme, 232 p.
- van Beilen, J.B. and Poirier, Y. (2008). Production of renewable polymers from crop plants. *The Plant journal: for cell and molecular biology*, vol. 54, n° 4, p. 684-701.
- Van der Vegt, A.K. (2005). *From polymers to plastics*. VSSD, 268 p.

- Vermette, F. (2009). Caractérisation des matières résiduelles du sous-secteur commercial au Québec. In *Recyc-Québec*. <http://www.recyc-quebec.gouv.qc.ca/Upload/Publications/MICI/Rendez-vous2009/Caract-ssecteur08-09.pdf> (Page consultée le 6 janvier 2013).
- vom Saal, F.S. and Welshons, W.V. (2006). Large effects from small exposures. II. The importance of positive controls in low-dose research on bisphenol A. *Environmental research*, vol. 100, n° 1, p. 50-76.
- Waltz, E. (2009). Under wraps: are the crop industry's strong-arm tactics and close-fisted attitude to sharing seeds holding back independent research and undermining public acceptance of transgenic crops?(NEWS FEATURE). *Nature biotechnology*, vol. 27, n° 10, p. 880.
- Wang, L., Lee, W., Lee, W., Chang-Chien, G. and Tsai, P. (2003). Effect of chlorine content in feeding wastes of incineration on the emission of polychlorinated dibenzo- p- dioxins/dibenzofurans. *Science of the Total Environment*, vol. 302, n° 1, p. 185-198.
- Weiss, M., Haufe, J., Carus, M., Brandão, M., Bringezu, S., Hermann, B. and Patel, M.K. (2012). A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials. *Journal of Industrial Ecology*, vol. 16, n° s1, p. S169-S181.
- Weiss, M., Patel, M., Heilmeier, H. and Bringezu, S. (2007). Applying distance-to-target weighing methodology to evaluate the environmental performance of bio-based energy, fuels, and materials. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 50, n° 3, p. 260-281.
- Yates, M.R. and Barlow, C.Y. (2013). Life cycle assessments of biodegradable, commercial biopolymers—A critical review. *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 78, n° 0, p. 54-66.
- Yu, L., Dean, K. and Li, L. (2006). Polymer blends and composites from renewable resources. *Progress in Polymer Science*, vol. 31, n° 6, p. 576-602.

## **BIBLIOGRAPHIE**

Harper, A. (2006). Handbook of plastics technologies: the complete guide to properties and performance. 2<sup>e</sup> édition, New-York, McGraw-Hill Professional, 900 p. (McGraw-Hill Handbooks).

**ANNEXE 1 LISTE DES DIFFÉRENTES NORMES ASTM RELIÉES AU COMITÉ D20.96**  
**(ENVIRONMENTALLY DEGRADABLE PLASTICS AND BIOBASED PRODUCTS)** (ASTM INTERNATIONAL, 2013)

1. D3826-98 (2013) Standard Practice for Determining Degradation End Point in Degradable Polyethylene and Polypropylene Using a Tensile Test
2. D5071-06 Standard Practice for Exposure of Photodegradable Plastics in a Xenon Arc Apparatus
3. D5208-09 Standard Practice for Fluorescent Ultraviolet (UV) Exposure of Photodegradable Plastics
4. D5210-92 (2007) Standard Test Method for Determining the Anaerobic Biodegradation of Plastic Materials in the Presence of Municipal Sewage Sludge
5. D5272-08 Standard Practice for Outdoor Exposure Testing of Photodegradable Plastics
6. D5338-11 Standard Test Method for Determining Aerobic Biodegradation of Plastic Materials Under Controlled Composting Conditions, Incorporating Thermophilic Temperatures
7. D5511-12 Standard Test Method for Determining Anaerobic Biodegradation of Plastic Materials Under High-Solids Anaerobic-Digestion Conditions
8. D5526-12 Standard Test Method for Determining Anaerobic Biodegradation of Plastic Materials Under Accelerated Landfill Conditions
9. D5988-12 Standard Test Method for Determining Aerobic Biodegradation of Plastic Materials in Soil
10. D6340-98 (2007) Standard Test Methods for Determining Aerobic Biodegradation of Radiolabeled Plastic Materials in an Aqueous or Compost Environment
11. D6400-12 Standard Specification for Labeling of Plastics Designed to be Aerobically Composted in Municipal or Industrial Facilities
12. D6691-09 Standard Test Method for Determining Aerobic Biodegradation of Plastic Materials in the Marine Environment by a Defined Microbial Consortium or Natural Sea Water Inoculum
13. D6866-12 Standard Test Methods for Determining the Biobased Content of Solid, Liquid, and Gaseous Samples Using Radiocarbon Analysis
14. D6868-11 Standard Specification for Labeling of End Items that Incorporate Plastics and Polymers as Coatings or Additives with Paper and Other Substrates Designed to be Aerobically Composted in Municipal or Industrial Facilities

15. D6954-04 (2013) Standard Guide for Exposing and Testing Plastics that Degrade in the Environment by a Combination of Oxidation and Biodegradation
16. D7081-05 Standard Specification for Non-Floating Biodegradable Plastics in the Marine Environment
17. D7444-11 Standard Practice for Heat and Humidity Aging of Oxidatively Degradable Plastics
18. D7473-12 Standard Test Method for Weight Attrition of Plastic Materials in the Marine Environment by Open System Aquarium Incubations
19. D7475-11 Standard Test Method for Determining the Aerobic Degradation and Anaerobic Biodegradation of Plastic Materials under Accelerated Bioreactor Landfill Conditions

Nouvelles normes proposées par le comité D20.96 :

1. WK23979 New Practice for Determination of Oxidation in Plastics by FT-IR analysis
2. WK29802 New Specification for Aerobically Biodegradable Plastics in Soil Environment
3. WK32805 New Test Method for Disintegration of compostable plastics and products in a pilot scale aerobic composting system
4. WK34454 New Test Methods for Standard Method for Determining the Disintegration of Compostable Plastics and other Materials in Aerobic Industrial Composting Environments
5. WK34780 New Specification for Plastic Materials that Degrade in Landfills
6. WK35315 New Specification for Calculating and reporting biobased content of complex products
7. WK35342 New Specification for Home Composting of Biodegradable Plastics

Normes retirées par le comité D20.96 :

8. D5208-91 Standard Practice for Fluorescent Ultraviolet (UV) Exposure of Photodegradable Plastics (Withdrawn 2000)
9. D5209-92 Standard Test Method for Determining the Aerobic Biodegradation of Plastic Materials in the Presence of Municipal Sewage Sludge (Withdrawn 2004)
10. D5247-92 Standard Test Method for Determining the Aerobic Biodegradability of Degradable Plastics by Specific Microorganisms (Withdrawn 2004)
11. D5271-02 Standard Test Method for Determining the Aerobic Biodegradation of Plastic Materials in an Activated-Sludge-Wastewater-Treatment System (Withdrawn 2011)

12. D5437-93 Practice for Weathering of Plastics Under Marine Floating Exposure (Withdrawn 1999)
13. D5509-96 Standard Practice for Exposing Plastics to a Simulated Compost Environment (Withdrawn 2002)
14. D5510-94 (2001) Standard Practice for Heat Aging of Oxidatively Degradable Plastics (Withdrawn 2010)
15. D5512-96 Standard Practice for Exposing Plastics to a Simulated Compost Environment Using an Externally Heated Reactor (Withdrawn 2002)
16. D5525-94a Standard Practice for Exposing Plastics to a Simulated Active Landfill Environment (Withdrawn 2002)
17. D5951-96 (2002) Standard Practice for Preparing Residual Solids Obtained After Biodegradability Standard Methods for Plastics in Solid Waste for Toxicity and Compost Quality Testing (Withdrawn 2011)
18. D6002-96 (2002)e1 Standard Guide for Assessing the Compostability of Environmentally Degradable Plastics (Withdrawn 2011)
19. D6003-96 Standard Test Method for Determining Weight Loss From Plastic Materials Exposed to Simulated Municipal Solid-Waste (MSW) Aerobic Compost Environment (Withdrawn 2005)
20. D6692-01 Standard Test Method for Determining the Biodegradability of Radiolabeled Polymeric Plastic Materials in Seawater (Withdrawn 2010)
21. D6776-02 Standard Test Method for Determining Anaerobic Biodegradability of Radiolabeled Plastic Materials in a Laboratory-Scale Simulated Landfill Environment (Withdrawn 2011)
22. D6852-02 Standard Guide for Determination of Biobased Content, Resources Consumption, and Environmental Profile of Materials and Products (Withdrawn 2011)
23. D7026-04 Standard Guide for Sampling and Reporting of Results for Determination of Biobased Content of Materials via Carbon Isotope Analysis (Withdrawn 2013)
24. D7075-04 Standard Practice for Evaluating and Reporting Environmental Performance of Biobased Products (Withdrawn 2013)

## ANNEXE 2 ÉTUDES PUBLIÉES FAISANT ÉTAT D'EFFETS, SUR DES ANIMAUX, LORS D'EXPOSITIONS À FAIBLES DOSES

(vom Saal and Welshons, 2006)

Études sur des rats et souris de laboratoire (et une étude sur les moutons, une étude sur les gerboises) exposés à de faibles doses de BPA (<50,

Auteurs (année)	Animal	Sexe	Indicateur de résultat	Exposition, véhicule	Doses testées, µg/kg poids corporel/jour (*P<0.05)	Autres produits chimiques testés
Low-dose BPA studies in aquatic animals (< 1 ppm in water (ppb range))						
Authors (years)	Animal	Sex	Endpoints	Exposure, vehicle	Exposure, ng/mL (ppb) (*P<0.05)	Other chemicals tested
Nagel et al. (1997)	Mouse	Males	Prostate Wt.	Oral, oil	2*, 20*	Octylphenol
Colerangle and Roy (1997)	Rat	Females	Mammary gland	Implant	100*, 54, 000*	DES
Steinmetz et al. (1997)	Rat	Females	Serum prolactin			
Gould et al. (1998)	Rat	Females	Uterine progesterone receptors	Oral, oil	5000*, 10, 000*, 25, 000*, 50, 000*, 100, 000*, 150, 000*	Estradiol
			Uterine peroxidase		5000*, 10, 000, 25, 000, 50, 000, 100, 000*, 150, 000*	
Steinmetz et al. (1998)	Rat	Females	Uterine epithelial height, vaginal epith. morphology	Implant	300*	Estradiol
vom Saal et al. (1998)	Mouse	Males	Reproductive organs	Oral, oil	2*, 20*	Octylphenol
Sperm production	2, 20*					
Farabolini et al. (1999)	Rat	Females/males	Exploratory behavior, activity	Oral, oil	40*, 400*	
Fisher et al. (1999)	Rat	Males	Efferent duct epithelial height	Injection, oil	37, 000*	DES, Ethinylestradiol, Genistein, Octylphenol, Parabens
Howdeshell et al. (1999)	Mouse	Females/males	Puberty, BW	Oral, oil	2.4*	
Takao et al. (1999b)	Mouse	Males	Plasma free testosterone	Oral, drinking water	8‰~120, 8‰~12, 000*	
Elswick et al. (2000)	Rat	Males	Prostate Wt.	Oral, water	1, 10*, 100, 1000*, 10, 000*	
Goloubkova et al. (2000)	Rat	Females	Uterine weight (uterotrophic response)	Injection, s.c.	11, 000* to 250, 000*	
Gupta (2000a)	Mouse	Males	Prostate Wt., prostate AR (see also in vitro)	Oral, oil	50*	DES, Aroclor
Khurana et al. (2000)	Rat	Females/males	Hyperprolactinemia	Injection, oil	15, 000*, 75, 000*	DES, Octylphenol
			Pituitary estrogen receptor alpha, beta expression		15, 000*	
Long et al. (2000)	Rat	Females	F344 rat uterine BrdU incorporation	Injection, oil	200, 19, 000, 37, 500*, 75, 000*, 150, 000*	Estradiol
			Reproductive system effects		100*, 50, 000*	
Talsness et al. (2000)	Rat	Females/males	Body weight, estrus cycle	Oral, oil	100*, 50, 000	Ethinylestradiol
					40, 000*	
Aloisi et al. (2001)	Rat	Females	Estrogen receptor alpha	Oral, oil		
Berg et al. (2001)	Bird	Females/males	Quail, chicken embryo abnormalities, ovotestes	Injection, into egg	8‰~4000*	
			Chicken embryo mortality		8‰~1340*, 8‰~4000*	
Funabashi et al. (2001)	Rat	Females	Hypothalamic preoptic area Progesterone receptors	Injection, s.c.	10, 000*	Estradiol, Butyl benzyl phthalate
Kubo et al. (2001)	Rat	Females/males	Brain, behavior	Oral, water	1500*	
Markey et al. (2001a)	Mouse	Females	Mammary gland	Osmotic minipump	25*, 250*	
Markey et al. (2001b)	Mouse	Females	Uterine epithelial cell height	Osmotic minipump	100, 500, 1000, 5000*, 50, 000, 75, 000*, 100, 000*	Estradiol
			Earlier vaginal opening		100*, 500, 1000, 5000, 50, 000, 75, 000, 100, 000*	
Nagel et al. (2001)	Mouse	Females	Uterus, gene expression	Injection, oil	25 (P<0.06), 791*, 25, 000*	DES
Nunez et al. (2001)	Rat	Female	Body weight gain, feeding efficiency	Osmotic minipump	4, 500, 18, 000*, 22, 700*	
Ramos et al. (2001)	Rat	Males	Ventral prostate	Implant	25*, 250*	
Rubin et al. (2001)	Rat	Females	Body Wt., cyclicity, LH	Oral, water	100*, 1200*	

## ANNEXE 2 ÉTUDES PUBLIÉES FAISANT ÉTAT D'EFFETS, SUR DES ANIMAUX, LORS D'EXPOSITIONS À FAIBLES DOSES (suite)

Auteurs (année)	Animal	Sexe	Indicateur de résultat	Exposition, véhicule	Doses testées, µg/kg poids corporel/jour (*P<0.05)	Autres produits chimiques testés
Sakaue et al. (2001)	Rat	Males	Sperm production	Oral, oil	0.2, 2, 20*, 200*, 2000*, 200,000*	
Tohei et al. (2001)	Rat	Males	Testes & serum hormones	Injection	3000*	
Alâ€™Hiyasat et al. (2002)	Mouse	Males	Fertility, sperm count	Oral, water	5*, 25*, 100*	
Aloisi et al. (2002)	Rat	Females/males	Pain behavior	Oral, oil	40*	
Dessi-Fulgheri et al. (2002)	Rat	Females/males	Play behaviors	Oral, oil	40*, 400*	
					40*, 400	
					40, 400*	
Facciolo et al. (2002)	Rat	Females	GABAA receptors	Oral, oil	40, 400*	
Farabolini et al. (2002)	Rat	Females/males	Aggression, sexual behavior	Oral, oil	40*	
Honma et al. (2002)	Mouse	Females/males	BW, estrous cycle length, male AGD	Injection, oil	2*, 20*	DES
			Vaginal cytology			
			Age of vaginal opening, first estrus		2, 20*	
Palanza et al. (2002)	Mouse	Females	Maternal behaviors	Oral, oil	10*	
					1000*, 10,000*, 40,000*, 100,000*,	
Papaconstantinou et al. (2002)	Mouse	Females	Heat shock protein grp94 (others)	Injection, oil	400,000*	Estradiol
SchÄ¶nfelder et al. (2002b)	Rat	Females	Vaginal ER alpha expression	Oral	100*, 50,000*	Ethinylestradiol
			Uterine and vaginal mitotic indices following prenatal exposure	Injection, oil	10,000*, 100,000*	DES
Suzuki et al., (2002)	Mouse	Females	Behavioral tests, M & F			
Adriani et al. (2003)	Rat	Females/males	Morris water maze	Oral, oil	100, 250*	Estradiol
Carr et al. (2003)	Rat	Females/males	Elimination of sex difference		100*, 250	
Chitra et al. (2003)	Rat	Males	Decreased testis, epididymis weight	Oral, oil	0.2*, 2*, 20*	
			Increased ventral prostate weight		0.2*, 2*, 20*	
			Reduced sperm motility		0.2*, 2*, 20*	
			Sperm count		0.2, 2*, 20*	
			Oxidative stress enzymes		0.2*, 2*, 20*	
			Increased H2O2		0.2*, 2*, 20*	
Funabashi et al. (2003)	Rat	Females	Hypothalamic progesterone receptors, POA and VMH	Oral, oil	4, 40, 400*, 4000*	Estradiol
Hunt et al. (2003)	Mouse	Females	Disruption of meiosis			
			Placental nuclear receptor gene expression, 9 of 20 examined			
Imanishi et al. (2003)	Mouse	Females/males	Six nonnuclear receptor genes		2*	
Kawai et al. (2003)	Mouse	Males	Aggression, testis Wt.	Oral, oil	2*, 20*	
Kabuto et al. (2003)	Mouse	Males	Oxidation enzymes	Injection, aqueous	25,000*, 50,000*	
Kubo et al. (2003)	Rat	Females/males	Brain/behavior	Oral	30*, 300*	DES, Resveratrol
Markey et al. (2003)	Mouse	Females	Estrus cycle alterations	Osmotic minipump	25*, 250*	
			Blood-filled ovarian bursae		25*, 250*	
			Mammary gland budding		25*, 250*	
Negishi et al. (2003)	Rat	Males	Behavioral alterations, males 8 weeks	Oral, oil	4000*, 40,000, 400,000	
			Embryonic brain and gonad retinoid receptor expression RAR alpha, RXR alpha	Oral, oil	2*	
Nishizawa et al. (2003)	Mouse	Females/males	Ventral prostate			
Ramos et al. (2003)	Rat	Males	Estrogen receptor beta		25*, 250*	



## ANNEXE 2 ÉTUDES PUBLIÉES FAISANT ÉTAT D'EFFETS, SUR DES ANIMAUX, LORS D'EXPOSITIONS À FAIBLES DOSES (suite)

Auteurs (année)	Animal	Sexe	Indicateur de résultat	Exposition, véhicule	Doses testées, µg/kg poids corporel/jour (*P<0.05)	Autres produits chimiques testés
Sawai et al. (2003)	Mouse	Female	Decreased IFN gamma and IL-10 secretion by splenic mononuclear cells			
Sugita-Konishi et al. (2003)	Mouse	Female	Immune cells and functions, reduced immunodefense against bacterial infection	Injection, oil	5000*	
Suzuki et al., (2003)	Mouse	Females	Dopamine D1 receptor-mediated enhanced induced abuse state	Oral, in feed	0.002, 0.5, 2 mg/g feed 1000, 10000, 100000*	
Takahashi and Oishi (2003)	Rat, mouse	Males	BPA low-dose challenge after extended high-dose exposure	Injection, propylene glycol	2000, 20,000*	
Takao et al. (2003)	Mouse	Males	Testicular ER alpha, ER beta	Oral, drinking water	100, 1000, 10,000*, 200,000*	DES
Thuillier et al. (2003)	Rat	Males	Neonatal testicular gonocyte PDGF alpha, PDGF beta			Genistein Coumestrol
Wistuba et al. (2003)	Rat	Males	Sertoli cell number per testis	Oral, cornstarch suspension	100*, 50,000*	Ethinylestradiol
Yoshino et al. (2003)	Mouse	Females/males	Antigen-specific antibody production		3, 30*, 300*, 3000*	
Aikawa et al. (2004)	Mouse	Males	Abnormal sperm Decreased motility	Injection, oil	100, 1000, 10,000*, 200,000*	Estradiol
Akingbemi et al. (2004)	Rat	Males	Serum LH, testosterone, suppression	Oral, oil	2.4*, 10(*), 100,000, 200,000	
			Serum estradiol suppression		2.4*, 10*, 100,000*, 200,000	
			LH beta and ER alpha expression			
Al-Hiyasat et al. (2004)	Mouse	Females	Increased resorptions, uterine weight	Oral, water	5, 25*, 100*	
			Ovarian weight		5, 25, 100*	
Darmani and Al-Hiyasat (2004)	Mouse	Females/males	Reproduction/fertility	Oral, aqueous (as BPA-DMA)	5*, 25*, 100*	
			Resorptions/implantations		5*, 25*, 100	
			Body weight		5*, 25*, 100*	
			Sperm count & daily sperm production		5, 25*, 100* (as bisphenol A dimethacrylate)	
Evans et al. (2004)	Sheep	Females	Tonic LH secretion			Octylphenol
Funabashi et al. (2004)	Rat	Females	Sex differences in CRH neurons in bed nucleus of the stria terminalis	Oral, drinking water	100, 1000*	
Ishido et al. (2004)	Rat	Males	Hyperactivity	Intracisternal injection, oil	10, 100, 1000, 10000*	
			Dopamine receptor and dopamine transporter		10, 100, 1000, 10000*	
Kabuto et al. (2004)	Mouse	Males	Testis weight	Oral, drinking water	100, 1000, 10000*	
			Brain weight		100, 1000, 10000*	
			Kidney weight		100, 1000, 10000*	
			Various oxidation markers		100, 1000, 10000*	

## ANNEXE 2 ÉTUDES PUBLIÉES FAISANT ÉTAT D'EFFETS, SUR DES ANIMAUX, LORS D'EXPOSITIONS À FAIBLES DOSES (suite)

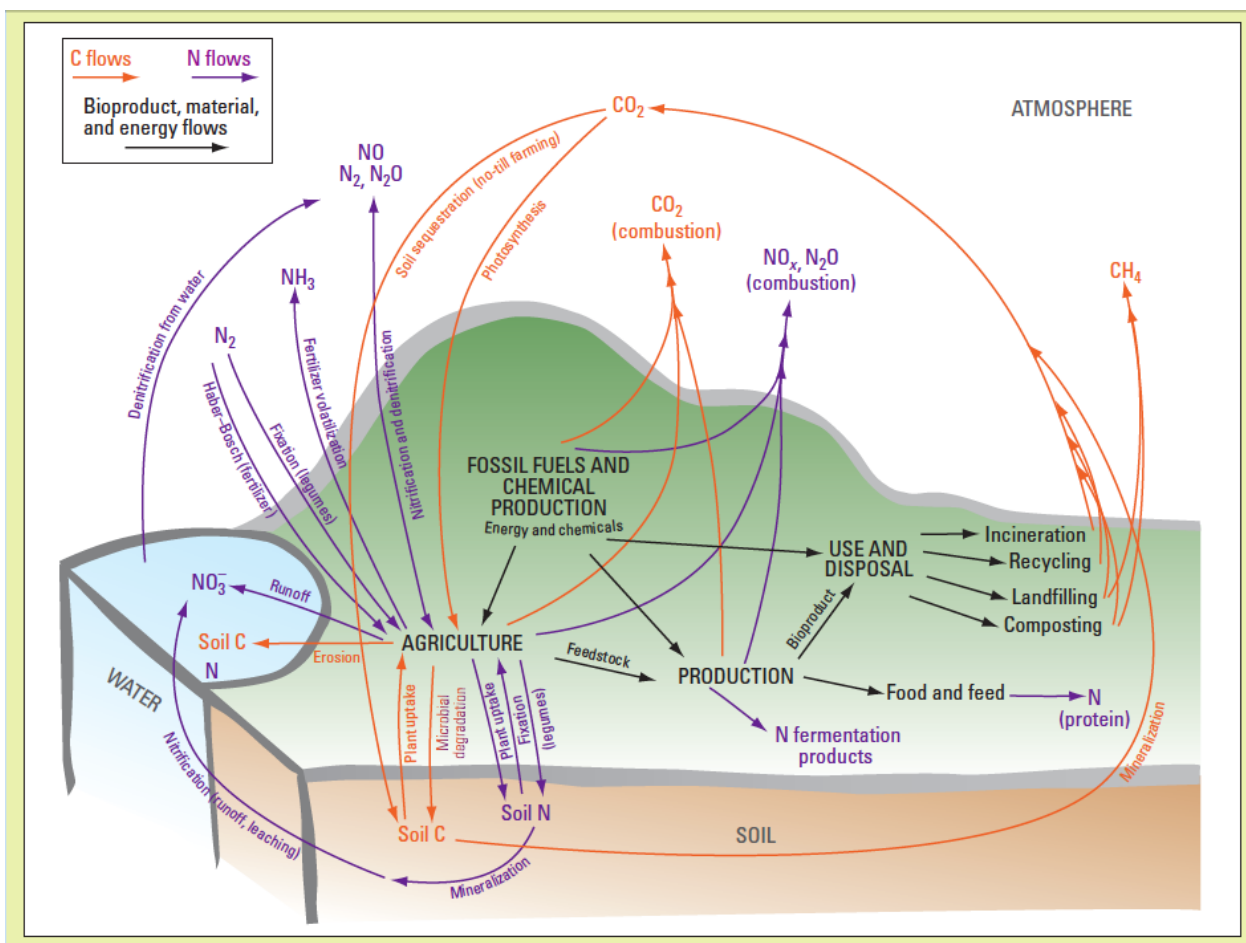
Auteurs (année)	Animal	Sexe	Indicateur de résultat	Exposition, véhicule	Doses testées, µg/kg poids corporel/jour (*P<0.05)	Autres produits chimiques testés
Lemmen et al. (2004)	Mouse	Females/males	Transgenic embryonic gene expression in whole embryo lysates	Injection, oil	100, 1000*, 10, 000*	DES, Estradiol Propionate
Masuo et al. (2004)	Rat		Motor hyperactivity (spontaneous motor activity) Midbrain gene expression	Intracisternal injection, oil 10 µl	0.087, 0.87*, 8.7*, 87* nM 87* nM	Nonylphenol, Octylphenol, DEHP
Negishi et al. (2004)	Rat	Males	Behavioral alterations active avoidance test	Oral, oil	100*	Nonylphenol
Nikaido et al. (2004)	Mouse	Females	Cycle length, diestrus Reduced corpora lutea Mammary gland dev.	Injection, DMSO	500*, 10, 000* 500*, 10, 000* 500*, 10, 000*	DES, Genistein, Zearalenone, Resveratrol
Schäpfel et al. (2004)	Rat	Females	Age at vaginal opening Uterine epithelial histology	Oral	500, 10, 000* 100*, 50, 000*	Ethinylestradiol
Toyama and Yuasa (2004)	Mouse, rat	Males	Uterine ER alpha, ER beta expression Spermatogenesis, mouse	Injection, oil	100*, 50, 000* 71, 714*, 3, 600*, 7, 100*	Estradiol
	Rat	Estradiol Benzoate				
Wang et al. (2004)	Rat	Males	Estrogen receptor-associated protein expr: Hsp90 p23	Oral, oil	1000, 10, 000*, 200, 000* 1000*, 10, 000, 200, 000	DES, Genistein, Coumestrol
Yoshino et al. (2004)	Mouse	Females/males	IgG2a T-helper cytokines Th1, Th2	Oral, oil	3, 30*, 300*, 3000* 3, 30, 300*, 3000*	
Zoeller and Rovet, 2004	Rat	Females/males	Serum thyroxin			
Della Seta et al. (2005)	Rat	Females	Maternal behavior	Oral, oil	40*	
Laviola et al. (2005)	Mouse	Females/males	Amphetamine-induced conditioned place preference	Oral, oil	10*	Methoxychlor
MacLusky et al. (2005)	Rat	Female	Hippocampal pyramidal neuron synaptogenesis	Injection, oil	40*, 120*, 400* 45*	17 beta estradiol, 17 alpha estradiol
Markey et al. (2005)	Mouse	Females	Genital tract alterations			
Munoz-de-Toro et al. (2005)	Mouse	Females	Mammary gland morphogenesis, terminal end bud density Embryonic brain and gonad aryl hydride receptor expression	Osmotic minipump	0.025*, 0.250*	
Nishizawa et al. (2005)	Mouse	Females/males				
Porrini et al. (2005)	Rat	Females/males	Socio-sexual behaviors	Oral, oil	40*	
Razzoli et al. (2005)	Gerbil	Females	Social investigative behavior Free exploratory tests	Oral, oil	2*, 20 2*, 20*	Ethinylestradiol
			Fetal development of prostate and urethra	Oral, oil	10*	Ethinylestradiol
Timms et al. (2005)	Mouse	Males				
Zoeller et al. (2005)	Rat	Females Males/females	Pregnancy body weight gain Day 15 pup serum T4, and Male pup thyroid hormone-responsive RC3/neurogranin expression in brain	Oral, edible wafer	1000*, 10, 000*, 50, 000* 1000*, 10, 000*, 50, 000*	
		Males				
Kloas et al. (1999)	Frog	Females/males	Altered sex determination	Fresh water	2.3, 23*	Estradiol, Nonylphenol
Haubruge et al. (2000)	Guppy	Males	Total stored sperm count	Fresh water	274*, 549*	Tributyltin
Lindholm et al. (2000)	Fish		Vitellogenin synthesis	Fresh water	500*	

## ANNEXE 2 ÉTUDES PUBLIÉES FAISANT ÉTAT D'EFFETS, SUR DES ANIMAUX, LORS D'EXPOSITIONS À FAIBLES DOSES (suite)

Auteurs (année)	Animal	Sexe	Indicateur de résultat	Exposition, véhicule	Doses testées, µg/kg poids corporel/jour (*P<0.05)	Autres produits chimiques testés
Oehlmann et al. (2000)	Snail	Females/males	Reproductive organs fertility	Marine, fresh water	1*, 5*, 25*, 100*	Octylphenol
Arukwe et al. (2000)	Fish	Females/males	Eggshell zona radiata proteins, vitellogenin	Injection, i.p.	5000*	
Shioda and Wakabayashi (2000)	Fish	Males	Reduced fertility	Marine	2300*	Estradiol, Nonylphenol, DEHP
Kwak et al. (2001)	Fish	Males	Swordtail sword growth	Fresh water	0.2, 2*, 20*	Nonylphenol
Metcalfe et al. (2001)	Fish	Males	Sperm count	Fresh water	10, 50*, 100*, 200*	Estradiol, Estrone, Estriol, Nonylphenol
Schulte-Oehlmann et al. (2001)	Snail	Females/males	Reproductive organs, Superfemales		0.048*	
					5*, 25*, 100	
Sohoni et al. (2001)	Fish	Females/males	Reduced fertility		1*, 16*, 160*, 640*, 1280*	
			Reproductive organs		1*, 16*, 160*, 640, 1280	
			Spermatocyte male sex cell type			
Tabata et al. (2001)	Fish	Males	Female proteins, Abnormal gonads	Marine	10*	Estradiol, Nonylphenol
					100*	
Watts et al. (2001)	Insect	Females/males	Delay in emergence times of adult stage	Sediment spiking	<10, 0.078*, 0.55*, 77*, 750*	Ethinylestradiol
		Females/males				
Hahn et al. (2002)	Insect	Chironomus	Vitellogenin, emerged males	Sediment spiking	1*, 100*, 3000*	Nonylphenol
		Females			1, 100, 3000*	
			Female specific proteins in male serum			
Kashiwada et al. (2002)	Fish	Males		Fresh water	0.1, 10*, 100*	Estradiol, Nonylphenol
Duft et al. (2003)	Snail	Females	Embryo production LOEC	Sediment spiking	1*	Nonylphenol, Octylphenol
			EC10, EC50		0.22*, 24.5*	
Jobling et al. (2003)	Snail	Females	Embryo production	Fresh water	1*, 6*, 25*, 100	Ethinylestradiol, Octylphenol
			Serum vitellogenin, 3 days to 5 weeks	Fresh water	100, 200, 500*, 1000*	Chlorinated BPAs
Tabata et al. (2003)	Fish	Males	3 weeks only		200*	
						Estradiol, Nonylphenol, Dibutylphthalate
Van den Belt et al. (2003)	Fish	Male	Vitellogenin	Fresh water	40, 200, 1000*	
		Females/males				
Watts et al. (2003)	Insect	Chironomus	Larval mouthpart structure	Fresh water	0.01*, 0.1, 1*, 10, 100, 1000	Ethinylestradiol
			Molting		0.01, 0.1, 1, 10, 100, 1000*	
Honkanen et al. (2004)	Fish	Females/males	Liver histology (vacuoles, other)	Fresh water	10, 100*, 1000*	
Levy et al. (2004)	Frog	Females/males	Sex ratio	Fresh water	2.3, 23*, 230	Estradiol
			ER alpha mRNA up-regulation		23*	
Canesi et al. (2005)	Mussel	Females/males	Lysosomal membrane destabilization	Injection	5.7* ng/mL in hemolymph	
			MAPK and STAT			
			CREB-like transcription factor (see also in vitro)			
			ERE-TK-LUC activity in transfected			
Trudeau et al. (2005)	Frog	Females/males	Xenopus tadpole brain	Fresh water	11.4*	

### ANNEXE 3 FLUX DE CARBONE ET D'AZOTE POUR LES PRODUITS BIOSOURCÉS

(extrait de : Miller et autres, 2007, p.5178)



## ANNEXE 4 DESCRIPTION DE LA MÉTHODE D'ANALYSE DE CYCLE DE VIE SELON ISO 14040

Quatre étapes permettent de réaliser une ACV :

- Étape 1) Définir les objectifs et le champ de l'étude;
- Étape 2) Effectuer l'inventaire de tous les entrants et extrants du ou des systèmes de produits (flux matières et énergies, associés aux étapes du cycle de vie et rapportés à l'unité fonctionnelle retenu);
- Étape 3) Évaluer les impacts potentiels liés à ces entrants et sortants;
- Étape 4) Interpréter les données d'inventaire et les résultats en fonction des objectifs retenus (International Standard Organisation, 2006; Boeglin et Vuillet, 2005).

La dernière étape sera itérative avec les trois premières, de façon à toujours assurer à ce que les résultats obtenus puissent répondre aux objectifs initiaux (Boeglin et Vuillet, 2005). La figure A.4.1 illustre les quatre étapes de l'ACV.

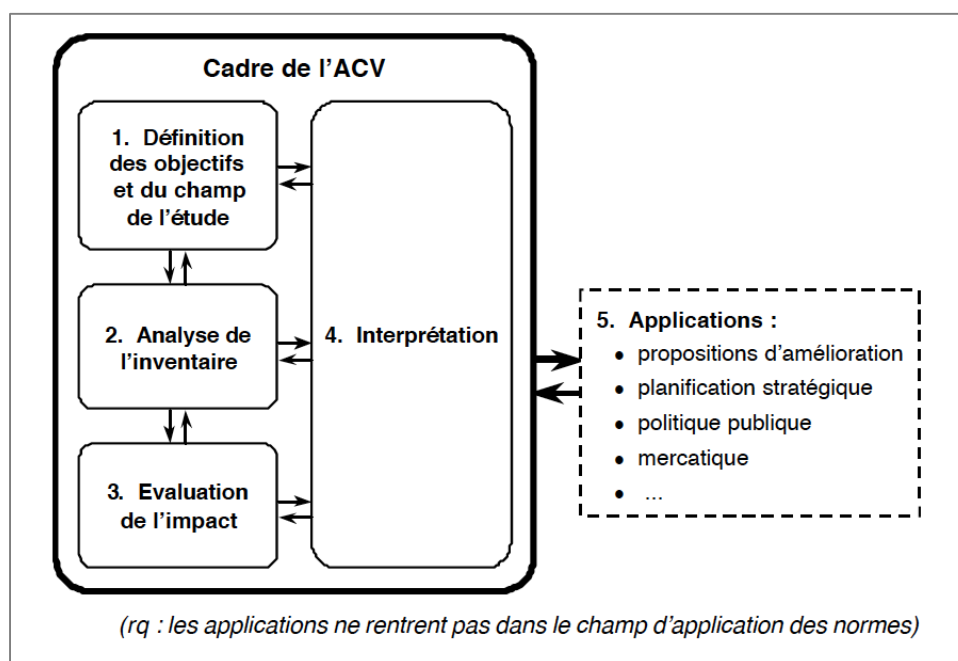


Figure A4.1 Les quatre étapes de l'analyse du cycle de vie (tiré de : Boeglin et Vuillet, 2005, p. 5)

#### **A4.1 Les objectifs et le champ de l'étude**

Selon la norme ISO 14040,

« l'objectif d'une analyse de cycle de vie doit indiquer sans ambiguïté l'application envisagée, les raisons conduisant à réaliser l'étude et le public concerné, c'est-à-dire les personnes auxquelles il est envisagé de communiquer les résultats » (International Standard Organisation, 2006; Guinée, 2002).

Le champ de l'étude devrait être suffisamment bien déterminé pour assurer que l'ampleur, la profondeur et le niveau de détail de l'analyse sont compatibles avec les objectifs établis (International Standard Organisation, 2006).

Lorsque l'objectif de l'étude a été fixé, le périmètre de l'étude doit être circonscrit, c'est-à-dire établir ses limites. Certaines études visent à étudier les impacts du produit du berceau à la tombe, alors que d'autres seront moins exhaustives, par exemple du berceau à la porte de l'usine; dans ce dernier cas, les étapes d'utilisation et de fin de vie du produit ne seront pas comptabilisées (Bewa, 2009).

Les limites doivent couvrir les différentes étapes du cycle de vie, la même réalité fonctionnelle dans les différents scénarios et peuvent exclure les étapes identiques dans les différents scénarios à condition qu'elles aient les mêmes caractéristiques d'entrées et sorties.

Les objectifs et le champ d'étude représentent, en quelque sorte, le cadre méthodologique qui sera appliqué pour une ACV. Le système de production, l'unité fonctionnelle, les limites, la méthode de répartition, les catégories d'impact, la qualité des données requises, le style d'analyse critique et le format du rapport seront clairement sélectionnés (Reap et autres, 2008; International Standard Organisation, 2006).

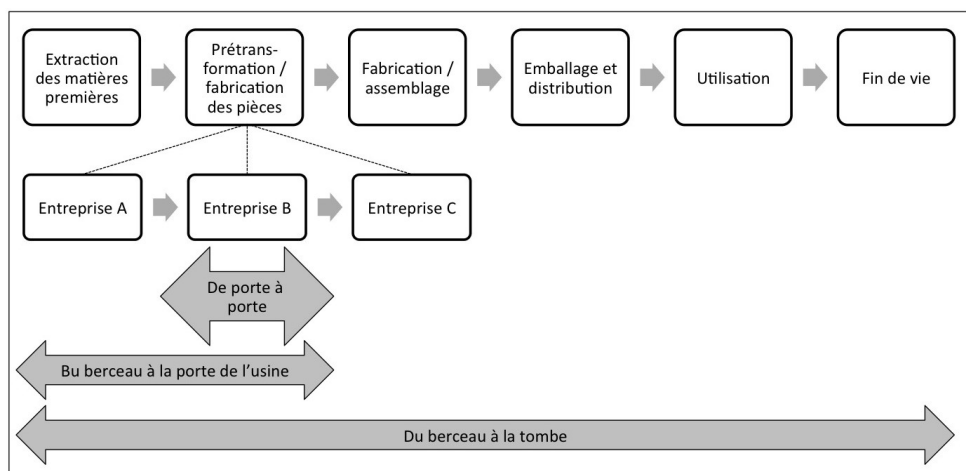
Ce sont donc six éléments qui sont à déterminer dans la définition du champ et des objectifs, soit :

- 1) le but de l'ACV (par exemple, comparaison de l'impact environnemental d'un contenant de plastique issu de la pétrochimie avec un contenant de biopolymère contenant 75 ml de yogourt);
- 2) l'identification des limites reliées à la méthode, à l'hypothèse et aux impacts à identifier;
- 3) les raisons sous-jacentes à l'étude;

- 4) l'auditoire visé;
- 5) Les comparaisons destinées à être publiées;
- 6) le commissaire de l'étude et les agents d'influence (European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010).

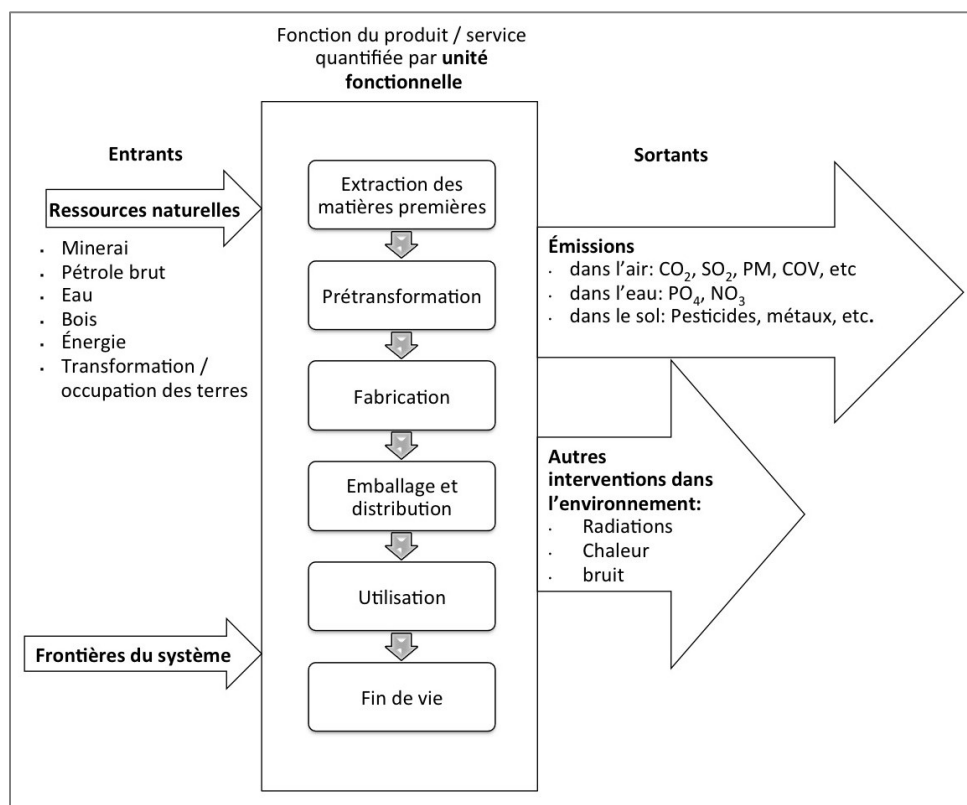
#### A4.2 Inventaire des flux matières et énergies associés aux étapes du cycle de vie, rapporté à l'unité fonctionnelle retenue

Comme précisé dans ISO 14040 (International Standard Organisation, 2006), la notion d'unité fonctionnelle sert de base pour permettre la comparaison. C'est un élément de mesure qui permet de quantifier la fonction acquittée par le produit étudié (à service rendu identique) sur une base commune. Ainsi, ce sont des fonctionnalités égales qui pourront être étudiées. Un exemple de service rendu est « permettre de livrer à domicile une quantité de produits déterminée ». La notion de flux de référence est ensuite utilisée, correspondant à la quantité de produits nécessaire pour remplir la fonction décrite par l'unité fonctionnelle (Bewa, 2009; ÉcoBilan et Price Waterhouse Coopers, 2008). Le service offert, la durée du service et la performance attendue du service doivent être bien cernés pour que l'ACV soit de qualité (Guinée, 2002). La figure A4.1 illustre différentes étapes du cycle de vie, étapes qui peuvent également servir à mieux cerner les flux à identifier.



**Figure A4.1 Les données du berceau à la porte, de la porte à la porte et du berceau au tombeau en tant que flux élémentaires de l'analyse de cycle de vie.** Chaque étape représente une fonction spécifique pouvant être utilisée dans une analyse de cycle de vie (traduit et adapté de : European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010, p.16)

L'analyse des différents entrants et extrants à considérer lors de l'analyse du cycle de vie demande une précision quant à l'identification de tous les processus; la figure A4.2 illustre les différentes frontières, les éléments à analyser et les éléments qui seront intégrés dans les catégories d'impact.



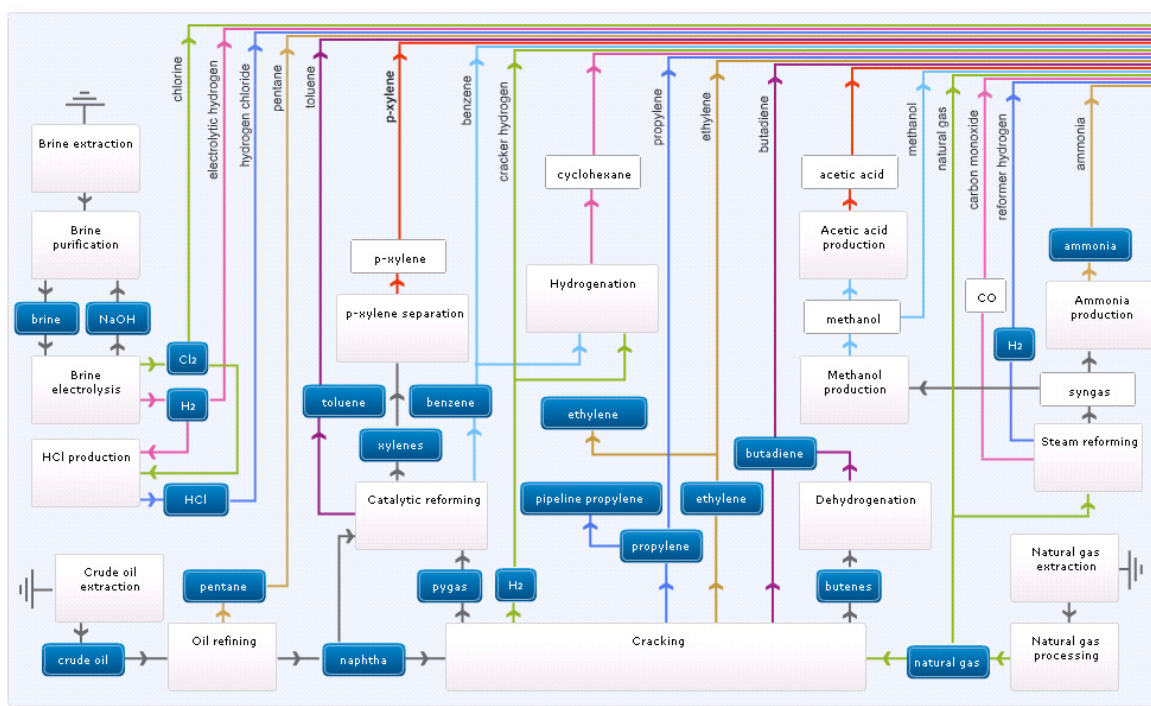
**Figure A4.2 Processus d'entrants et extrants à considérer lors de l'analyse du cycle de vie** (adapté de : European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010, p. 73; Bewa, 2009)

#### A4.3 Évaluation des impacts potentiels à partir des flux de matières et d'énergies recensés

Les flux de référence doivent être déterminés pour l'unité fonctionnelle : tous les produits nécessaires à la production de l'unité fonctionnelle choisie doivent être identifiés. Chaque flux de matière identifié et généré par un produit (matières premières, procédés, énergies consommées) sera rattaché à des données, auxquelles sont affectés différents facteurs d'émissions. Ces facteurs d'émissions permettent de représenter les impacts qu'auront ces flux selon plusieurs enjeux environnementaux (Bewa, 2009). Ces facteurs d'émission sont intégrés sous la forme d'indicateurs d'impacts.



Les flux à identifier peuvent être nombreux et complexes, selon le produit ou processus étudié. Ainsi, dans l'industrie de la pétrochimie, le nombre de produits de base permettant de fabriquer des polymères (ainsi que différents autres types de produits, carburants, fertilisants, etc.) est important; les limites sont complexes à définir et l'attribution des ressources aux différents sous-produits est complexe. La figure A4.3 illustre le début du processus de raffinage de pétrole brut vers le naphta, puis vers le processus de craquage permettant la formation des différents monomères utilisés dans la production de polymères. Cette figure permet également d'appréhender la complexité des processus intervenant dans la fabrication des polymères et la nécessité d'obtenir des données précises pour atteindre des résultats crédibles lors d'une ACV.



**Figure A4.3 Exemple des différents flux interconnectés et limites de système dans l'industrie des polymères et produits pétrochimiques** (tiré de : PlasticsEurope, 2011)

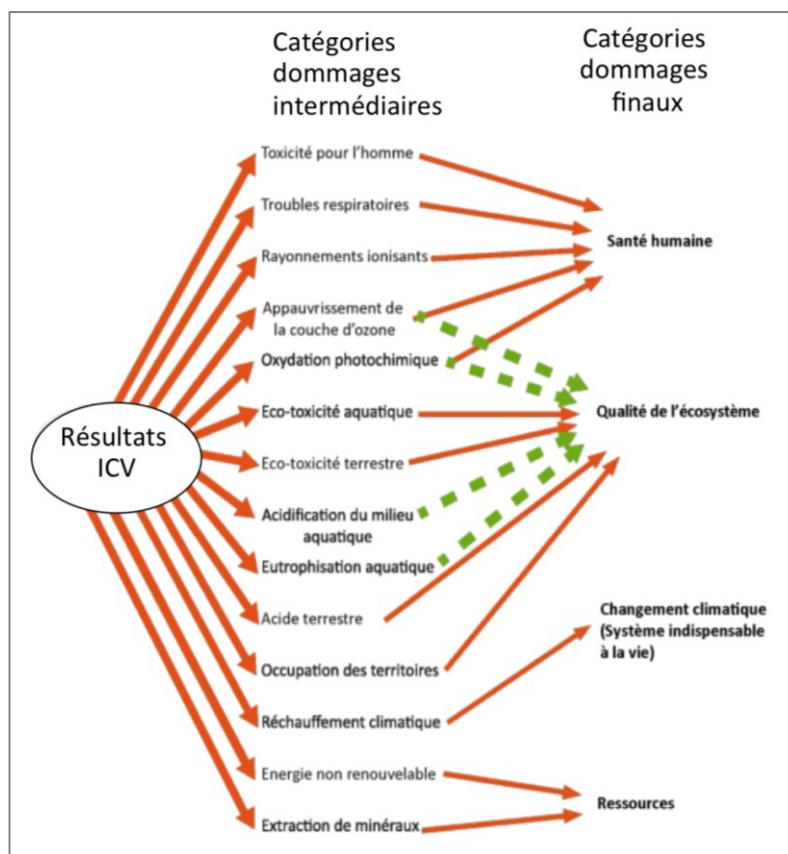
Les ICV incorporent, pour une unité de produit spécifique, l'ensemble des flux consommés et émis. Quelques bases de données étendues proposent des valeurs prédéfinies pour de nombreuses unités. Ce sont ces données collectées qui permettent de chiffrer les résultats finaux des intrants et extrants d'un système (International Standard Organisation, 2006); la variabilité d'une étude à l'autre peut découler du choix de base de données pour estimer l'impact des différents intrants (Bewa, 2009). Les données d'inventaires sont composées de flux de matières (ressources naturelles

extraites, eau, etc.) et d'énergies (hydroélectricité, pétrole, gaz, charbon, etc.) entrant dans le système étudié et des flux sortants correspondants (déchets, émissions, etc.). Plusieurs bases de données d'inventaires de cycle de vie sont disponibles pour différentes matières premières, l'énergie et les transports. Ces données sont publiques ou privées, accessibles soit à faible coût, soit gratuitement (Boeglin et Veuillet, 2005).

Les différentes catégories d'impacts utilisées font partie d'une liste de référence. Ces indicateurs diffèrent selon les méthodes utilisées. Deux catégories de dommages sont utilisées :

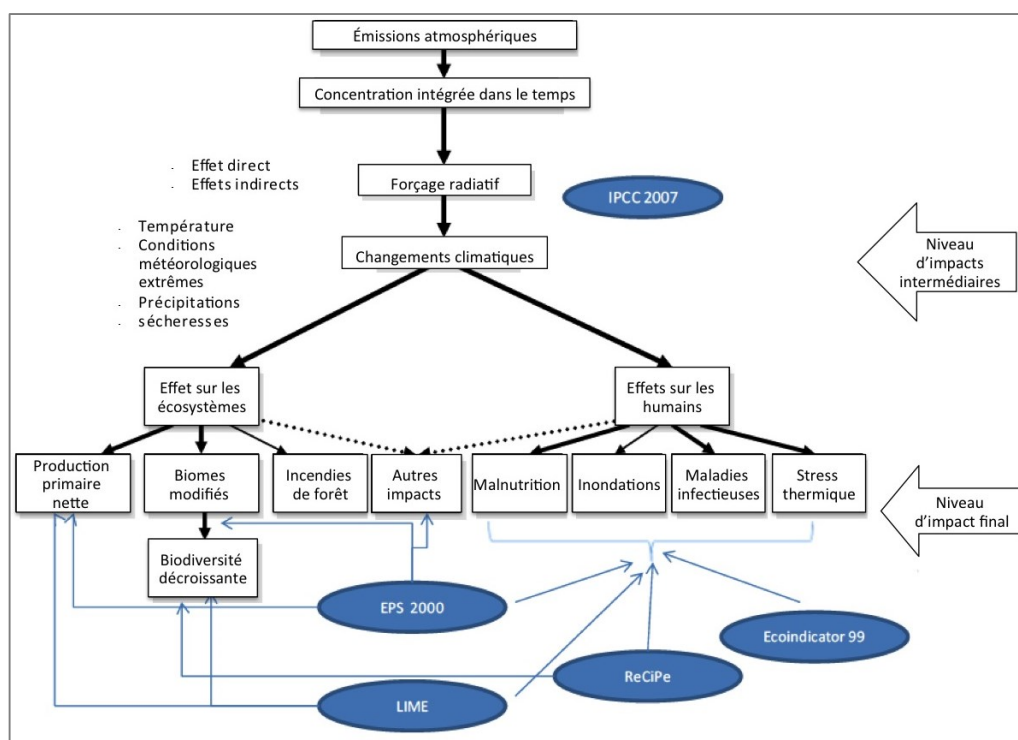
- Les catégories de dommages intermédiaires, soit la méthode orientée-problèmes (en anglais « midpoint »). Les mesures associées aux données sont regroupées dans une catégorie intermédiaire. Cette méthode permet de réduire les incertitudes lors de l'interprétation finale. Les résultats sont traduits en masse équivalente de la substance étudiée par rapport à une substance de référence.
- Les catégories de dommages orientées vers les dommages finaux (en anglais « endpoint » ou « damage oriented »). Ces dommages sont issus d'une conversion des résultats des catégories intermédiaires en dommages sur la santé humaine, les écosystèmes et/ou les ressources naturelles. Par exemple, la consommation de ressources fossiles pourrait causer des changements climatiques. Ces catégories concrétisent l'impact, mais leur interprétation est qualitative et les coefficients reliés aux dommages ne font pas l'objet d'un consensus. Les méthodologies d'évaluation des dommages finaux impliquent plus d'incertitudes, puisque le modèle requiert la quantification de changements qualitatifs (Huppes and van Oers, 2011; Madival et autres, 2009).

En guise d'illustration des deux types de catégories de dommages, la méthode Impact 2002+ relie 14 catégories d'impact intermédiaire vers quatre catégories de dommages finaux. Ces liens sont illustrés à la figure A4.4.



**Figure A4.4 Schéma général reliant les résultats d'inventaire (LCI) aux catégories de dommage en passant par les catégories intermédiaires** (traduction libre de : Jolliet et autres, 2003, p.324)

La figure A4.5 illustre les mécanismes environnementaux, la position des méthodes de catégories d'impacts intermédiaires et finaux, ainsi que la position de ces méthodes dans la relation de cause à effet pour le dommage changements climatiques.



**Figure A4.5 Mécanismes environnementaux des changements climatiques et méthodes d'analyse de cycle de vie associées** (traduit de : European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2011, p.15)

Les catégories d'impacts sont présentées en unités différentes (CO<sub>2</sub>, Sb, etc.) et il peut être complexe de les comparer. La norme ISO 14 040 prévoit trois étapes facultatives (regroupement, normalisation et pondération) qui permettraient de rassembler les résultats sur une base commune. La normalisation et la pondération sont expliquées ci-dessous.

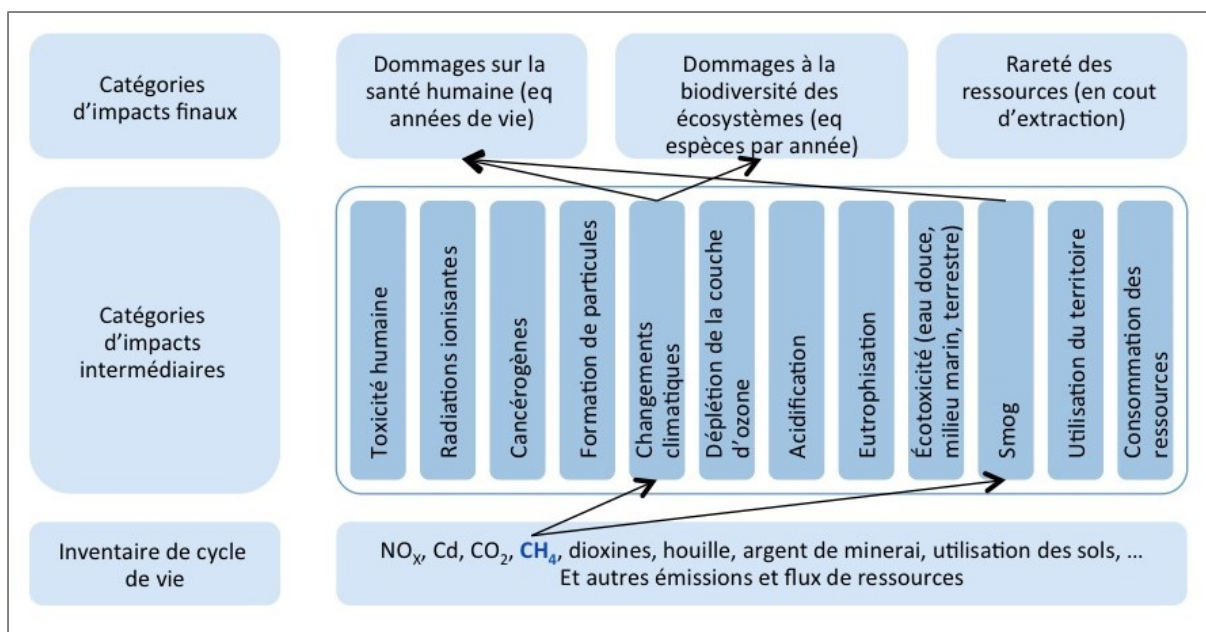
#### A4.3.1. Étape de normalisation

L'étape de normalisation est optionnelle, mais lors des deux types d'évaluation, elle est souhaitable pour faciliter l'interprétation. En ramenant les impacts intermédiaires ou finaux à une valeur normée (une unité d'émission de la substance de référence), il est plus facile de la rendre comparable à d'autres valeurs du même ressort (European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010; Guinée, 2002). Le nombre de personnes affectées pendant une année par unité d'émission d'une substance de référence pourrait être utilisé, par exemple, comme valeur normée.

#### **A4.3.2. Étape de pondération**

Selon la norme ISO 14040 (2006), la pondération est un élément optionnel lors de l'évaluation de l'impact du cycle de vie (EICV). La pondération permet de convertir les indicateurs multiples en un indicateur commun, grâce à l'utilisation de facteurs numériques basés sur des choix de valeur. La pondération est un élément controversé des ACV puisqu'elle implique des valeurs sociales, éthiques et politiques. Malgré le débat, la pondération est régulièrement utilisée et de nombreuses méthodes de pondération ont été développées; par panel d'experts, par valeur pécuniaire selon le coût relié à l'impact ou le coût nécessaire pour éviter l'impact et finalement, selon l'éloignement d'un objectif (Huppes and van Oers, 2011). La Commission européenne a statué que la pondération ne doit pas être utilisée dans des études comparatives devant être communiquées au public, puisque la pondération implique nécessairement un choix de valeurs (European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010).

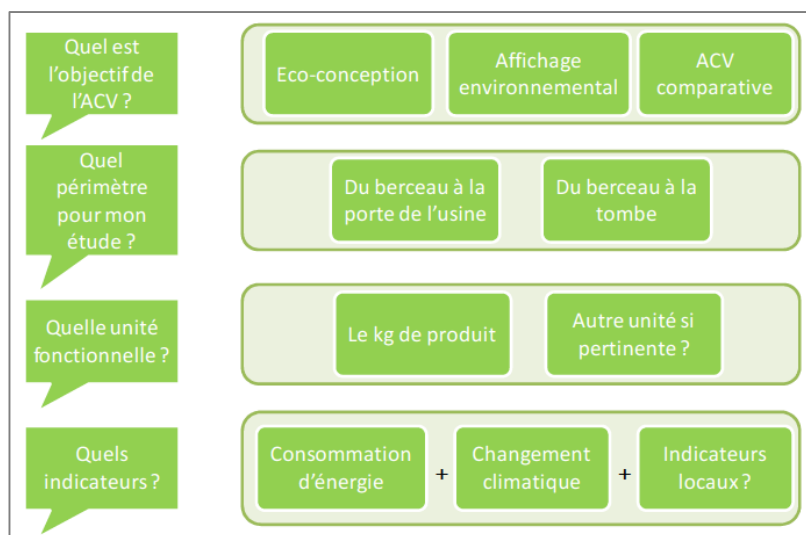
La figure A4.6 démontre comment les facteurs d'émissions (par exemple, CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, etc.) se traduisent en impacts intermédiaires, puis en impacts finaux, selon la méthodologie qui sera retenue.



**Figure A4.6 Analyse de l'impact du cycle de vie démontrant les étapes, de l'inventaire aux catégories d'impacts finaux.** La pondération et la normalisation ne sont pas illustrées (légende : eq, équivalent) (traduit de : European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010, p.108)

Les produits biosourcés produisent des impacts potentiels sur l'environnement à deux grandes phases de leur production; l'étape agricole en amont, puis les étapes industrielles de transformation. La production agricole implique, comme vu au chapitre 3, des enjeux spécifiques reliés à l'utilisation d'engrais et de divers produits phytosanitaires, responsables de phénomènes d'eutrophisation et d'émission de protoxyde d'azote (Bewa, 2009).

Selon l'ADEME, le déroulement de l'ACV pour un produit biosourcé requiert de répondre aux questions illustrées à la figure A4.7 et qui permettent de mieux structurer la méthodologie à entreprendre.



**Figure A4.7 Questions préalables à une analyse de cycle de vie de produits biosourcés** (tiré de : Bewa, 2009, p.12)

Aussi, les produits biosourcés sont reconnus pour présenter des avantages ou désavantages sur différentes catégories d'impact, dont :

- la réduction de la toxicité humaine ou de l'écotoxicité à l'usage;
- la réduction des émissions de gaz à effet de serre;
- la réduction des consommations de ressources non renouvelables, énergétiques notamment;
- l'augmentation de la consommation d'eau (Bewa, 2009).

Les produits biosourcés faisant l'objet d'évaluations environnementales comme l'ACV dépendent d'inventaires agricoles; ces inventaires ne sont pas tous accessibles et peuvent varier d'une base de données à l'autre. Puisque les étapes reliées à l'agriculture peuvent être importantes dans le bilan global du produit, les inventaires doivent être sélectionnés avec diligence (Bewa, 2009)

L'association des manufacturiers européens de plastiques (PlasticsEurope) a été la première association commerciale à rassembler les informations reliées aux opérations de ses membres, avec l'intention finale de rendre ces données publiques. En 1993, l'association a publié son premier rapport d'écoprofil. Depuis, plus de 70 de ces rapports ont été mis à la disposition du public. Ces données sont utilisées dans diverses bases de données utilisées dans les analyses de cycle de vie,

dont base de données européenne sur le cycle de vie (ELCD : European reference Life Cycle Database) (PlasticsEurope, 2011).

Les éco profils publiés par PlasticsEurope représentent les étapes du berceau à la porte de l'usine et visent les procédés suivants :

- Extraction des ressources non renouvelables (opération des plateformes pétrolières, pipelines)
- Culture et récolte de ressources renouvelable;
- Enrichissement ou raffinage, transfert et entreposage de ressources extraites ou cultivées vers la matière première requise pour la production;
- Recyclage des déchets ou des matériaux secondaires dans la production;
- Raffinage de ressources renouvelables ou non renouvelables en énergie;
- Processus de production;
- Tous les processus de transport (transport de matériel, combustibles et produits à toutes les étapes;
- Gestion de tous les flux de déchets ou de pollution générés à l'intérieur du système (PlasticsEurope, 2011).

Le guide méthodologique publié par PlasticsEurope (2011) encadre la démarche de collecte de données, basée entre autres sur les lignes directrices visant les bases de données utilisées lors d'analyses du cycle de vie du Programme des Nations-Unies pour l'environnement.

#### **A4.3.3. Étape d'interprétation**

Lors de l'interprétation de l'ACV, des conclusions sont énoncées quant à l'inventaire et aux données d'impact recensées. Il arrive qu'une itération entre l'interprétation et les autres étapes de l'ACV survienne. Lors de cette interprétation, les hypothèses et les limites quant à l'interprétation des résultats, à la méthodologie et aux données elles-mêmes sont précisées. Une transparence est désirée quant au choix de valeurs, aux raisonnements et aux avis d'experts. Finalement, les résultats devraient procurer des informations permettant de diminuer les impacts environnementaux reliés au produit ou au procédé étudié (European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010; Guinée, 2002).



De nombreux guides sont disponibles afin de bien définir les éléments nécessaires à l'élaboration d'une ACV (se référer à : Huppes and van Oers, 2011; European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010; International Standard Organisation, 2006; Guinée, 2002); la description de la méthode en son entier dépasse de loin le présent essai.

#### **A4.4 Bases de données permettant d'effectuer une ACV**

Plus d'une cinquantaine d'outils visant les analyses de cycle de vie, inventaires de cycle de vie, les analyses d'impact de cycle de vie, l'ingénierie du cycle de vie, les analyses de flux de matériels ou de substances et autres outils reliés. La Commission européenne tient à jour une base de données répertoriant ces différents outils (voir à ce sujet : European Commission Joint Research Centre, 2013).

#### **A4.5 Limites des données reliées à l'analyse du cycle de vie**

L'inventaire du cycle de vie s'applique seulement aux problématiques environnementales qui auront été précisées lors de l'étape d'établissement du champ et des objectifs. L'ICV ne représente pas une évaluation complète de toutes les considérations environnementales reliées au système étudié. Certains résultats d'ICV ne peuvent parfois démontrer de différence entre les catégories d'impacts et les indicateurs associés entre deux possibilités. Cette difficulté peut être causée par :

- Des limites reliées au modèle choisi, à l'analyse d'incertitude;
- Des limites reliées à l'élaboration de l'inventaire du cycle de vie, notamment une mauvaise délimitation des frontières du système qui n'incorporent pas certaines unités fonctionnelles ou qui excluent certains entrants et sortants;
- Des limites reliées à l'inventaire du cycle de vie, lorsque la qualité des données est réduite suite à des incertitudes ou des différences dans la classification ou l'agrégation des données;
- Des limites dans la collecte appropriée et représentative des données d'inventaire (European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010).

Des différences importantes peuvent découler des choix méthodologiques de pondération et de normalisation lors de comparaisons, puisqu'ils sont subjectifs (Huppes and van Oers, 2011; European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010).

Lorsque les dimensions temporelles et géographiques ne sont pas précisées lors de l'ICV, un niveau supplémentaire d'incertitude s'ajoute. Cette incertitude varie selon les caractéristiques des catégories d'impact; il n'y a pas de méthodologie qui permet l'uniformité et la justesse des associations entre les données d'inventaires et les impacts environnementaux (International Standard Organisation, 2006; Guinée, 2002). À ce sujet, lorsque les catégories de potentiel de toxicité ainsi que de changements climatiques sont utilisées pour comparer les biopolymères et les polymères issus de la pétrochimie, les résultats ne sont plus les mêmes quand l'horizon temporel est modifié. L'utilisation d'un seul horizon temporel ne permet d'illustrer qu'une seule perspective et introduit un biais dans les résultats d'une ACV (Guo and Murphy, 2012b). Pour pallier cette problématique, il serait judicieux de présenter des modèles avec différents horizons temporels pour consolider les résultats d'ACV, particulièrement comparatives.

L'ACV ne précise pas les impacts géographiques localisés; il est possible de mettre à l'échelle certains résultats selon les régions et de prendre en compte les différences géographiques, mais les ACV n'encadrent pas les évaluations de risques au plan local et n'identifiant pas les impacts reliés à des installations situées dans des régions précises (European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010).

Les résultats des ACV découlent de la provenance des données retenues. Les logiciels d'ACV ne contiennent pas les données reliées à toutes les régions; ainsi, il est complexe, voire impossible de faire une ACV qui puisse être entièrement adaptée au contexte géographique. Il faut donc préciser les incertitudes reliées au contexte géographique, par exemple, les sources d'énergie retenues (European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010).

L'ACV évalue les impacts potentiels sur l'environnement, mais les impacts sociaux et économiques n'y sont pas intégrés (Guinée, 2002).

L'attribution des ressources peut également devenir problématique lorsqu'un même processus permet la production de plusieurs sous-produits et qu'un choix d'attribution des flux (énergie et matériaux) fait l'objet d'une quantification vers les différents produits issus du processus. Lorsque le modèle de flux est précis et que le processus est détaillé (par la subdivision), l'attribution des ressources résultante sera d'autant plus juste (Uihlein et autres, 2008). Un exemple de produit biosourcé générant divers dérivés est le maïs, duquel on peut retirer du sirop de glucose, de l'huile et des protéines. L'attribution des impacts au polymère et aux autres produits dérivés peut avoir un

grand impact sur les résultats des prévisions d'émissions de GES ou d'économies d'énergie reliées aux biopolymères (Dornburg et autres, 2003).

Une limitation supplémentaire découle de la disponibilité des données; ces dernières sont développées dans plusieurs pays et les bases de données deviennent normalisées et uniformisées. En pratique, ces données sont parfois désuètes, incomparables ou de qualité inconnue. Il est pratiquement impossible d'obtenir tous les flux reliés à un processus ou un produit; les données sont généralement disponibles pour des procédés combinés ou génériques (tels que la production d'électricité et la production d'aluminium) plutôt que pour les procédés individuels (Guinée, 2002).

Lors de l'interprétation des résultats, deux risques sont possibles lors de différences peu significatives dans une ACV comparative :

- 1) Une surinterprétation des résultats :
  - a. en exagérant les différences minimales ou insignifiantes;
  - b. en tirant des conclusions et des recommandations sur des études de cas spécifiques;
  - c. en portant une grande confiance à des disparités retrouvées entre deux systèmes, alors que l'analyse couvre seulement une partie de l'incertitude reliée à l'ACV et ne justifie pas la précision à laquelle l'étude correspond
- 2) Une affirmation d'égalité quant à deux choix comparés, basée sur des données mal choisies ou de mauvaise qualité, se soldant en une différence non significative. Lorsque les données disponibles ne sont pas suffisamment fiables, une conclusion ne devrait pas être portée sur la similitude entre deux choix (European Commission - Joint Research Centre – Institute for Environment and Sustainability, 2010).

#### **A4.6 Éléments utilisés dans l'analyse du cycle de vie**

Les éléments suivants sont fréquemment utilisés lors des ACV, que ce soit pour mesurer des catégories d'impacts orientées dommages ou orientées problème :

- Indices d'épuisement des ressources naturelles abiotique (kg éq. Sb/unité fonctionnelle, UF)
- Indices d'épuisement des ressources fossiles (kg éq. Pétrole brut, ou 86 kg/m<sup>3</sup>)
- Épuisement des ressources naturelles biotiques
- Impact de l'utilisation des sols (ou du territoire) (compétition des usages, perte de biodiversité, perte de systèmes indispensables à la vie)

- Écotoxicité (écotoxicité des milieux d'eau douce, des milieux marins, terrestre)
- Contribution aux changements climatiques (kg éq. CO<sub>2</sub>/UF)
- Destruction de la couche d'ozone : ozone stratosphérique (kg CFC éq. R11/UF), ozone photochimique (kg éq. éthylène/UF)
- Toxicité humaine (1,4 DCB/UF) (1,4 dichlorobenzène)
- Santé respiratoire (kg éq. PM<sub>2.5</sub>)
- Radiations ionisantes (Bq éq. C14)
- Oxydation photochimique
- Acidification (kg éq. SO<sub>2</sub>/UF)
- Eutrophisation des milieux (kg éq. PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)
- Dessiccation
- Chaleur perdue
- Autres catégories (la consommation d'eau totale (litres/UF), les déchets solides (kg/UF), la consommation des ressources énergétiques (MJ/UF), la pollution de l'air (m<sup>3</sup>/UF), la pollution de l'eau (m<sup>3</sup>/UF), composés organiques volatils (kg C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>) les odeurs, le bruit, les rayonnements ionisants et le nombre de victimes d'accidents) (Jolliet et autres, 2003; Guinée, 2002).

#### **A4.7 Carbone biogénique**

Lors des ACV, la distinction entre le CO<sub>2</sub> provenant de la biomasse et l'autre CO<sub>2</sub> (combustion de combustible fossile, changement d'affectation des sols, etc.) n'est pas toujours faite dans l'élaboration des facteurs d'émissions. Certains auteurs dissocient le CO<sub>2</sub> d'origine biomasse dans l'élaboration des facteurs d'émissions. La prise de CO<sub>2</sub> pendant la photosynthèse est une caractéristique unique de la biomasse végétale. La transformation de la biomasse (et son carbone biogénique) en produits représente un retrait de CO<sub>2</sub> de l'atmosphère sur une période de temps (Singh, 2011; Labouze et autres, 2008).

Les produits biosourcés peuvent contribuer à réduire le niveau de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère et donc lutter contre les changements climatiques. Dans la mesure des effets sur les changements climatiques, le carbone biogénique intégré dans un produit peut être comptabilisé comme une émission négative ou une réduction de CO<sub>2</sub>. Les flux de carbone biogénique devraient être considérés séparément et de façon transparente (Singh, 2011; Labouze et autres, 2008).

Le CO<sub>2</sub> soustrait de l'atmosphère par photosynthèse lui est généralement restitué soit par des mécanismes biologiques (digestion, fermentation) ou par des mécanismes anthropiques (combustion de biopolymères). Selon l'endroit où la biomasse se trouve dans le cycle de vie du produit, elle peut être considérée comme un puits, une source ou un réservoir de CO<sub>2</sub>. Cependant, lorsque l'ensemble du cycle de vie est pris en considération, le carbone originaire du CO<sub>2</sub> atmosphérique par photosynthèse est généralement restitué sous forme de CO<sub>2</sub> ou de CH<sub>4</sub> en fin de vie (Labouze et autres, 2008).

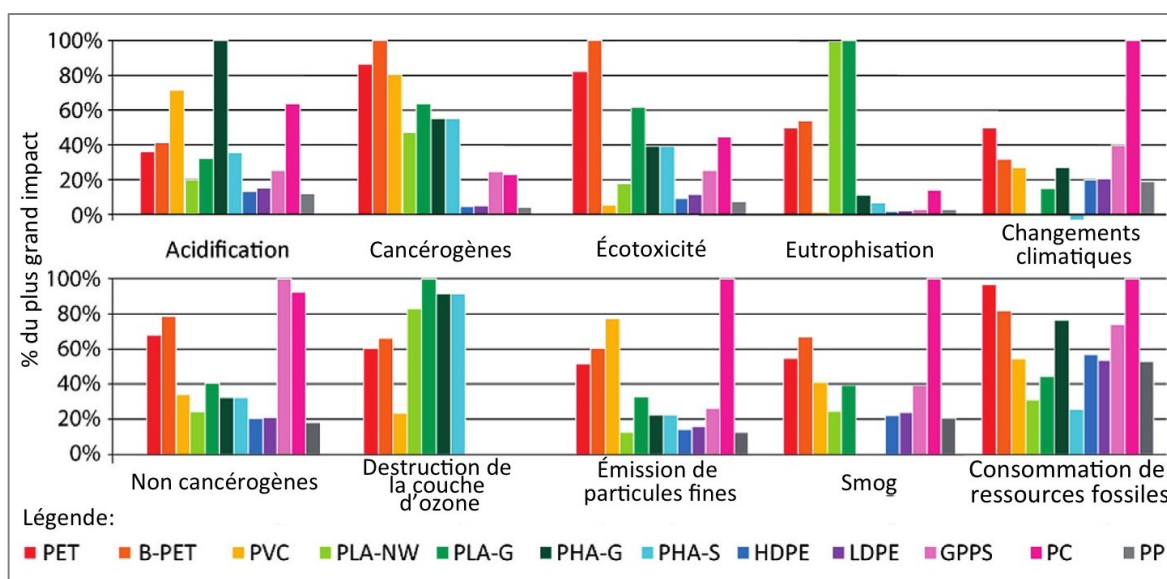
## **ANNEXE 5      RÉSUMÉ DES ANALYSES DE CYCLE DE VIE RETENUES À DES FINS DE COMPARAISON ENTRE LES BIOPOLYMÈRES ET LES POLYMÈRES**

### **A5.1    Comparaison de douze polymères et biopolymères**

Une ACV comparée portant sur sept polymères issus de la pétrochimie (PET, PEHD, PEBD, PP, PC, PVC et PS d'usage général), deux biopolymères soient de l'acide polylactide de procédé générique (PLA-G) et le PLA fabriqué par NatureWorks LLC (PLA-NW), du PHA issu de grains (PHA-G) et du PHA issu de rafles de maïs (PHA-S) et un hybride biopolymère et polymère issu de la pétrochimie, le biopolyéthylène téréphtalate (B-PET) a été réalisée par Tabone et autres (2010).

L'unité fonctionnelle choisie est le volume contenu, en validant ce choix par la taille approximativement similaire des produits de plastique. Le champ étudié est du berceau à la porte de l'usine, pour se limiter aux impacts reliés à la production des polymères et biopolymères. Les auteurs ont exclu l'utilisation puisque les divers produits comparés ont des taux de consommation différents pour des produits finis variés. Le tombeau est exclu, puisque les auteurs considèrent que la phase de fin de vie des biopolymères ne présente pas de données suffisamment claires et étudiées sur les émissions et l'utilisation d'énergie lors de leur dégradation (Tabone et autres, 2010).

Les impacts recensés dans cette ACV et présentés à la figure A5.1 sont normalisés en se comparant au plus grand impact de la catégorie; ainsi, le PHA-G présentant le plus grand potentiel d'acidification de tous (100 %), les résultats des autres polymères et biopolymères sont comparés à ce potentiel d'acidification.

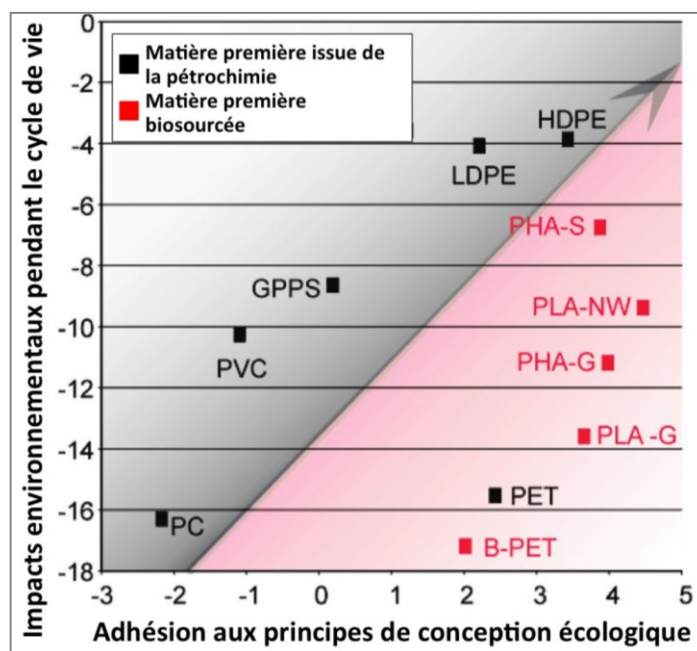


**Figure A5.1 Résultats de l'analyse de cycle de vie de divers polymères et biopolymères pour leur impact potentiel relatif d'acidification, substances cancérigènes susceptibles d'être dommageables pour la santé, écotoxicité, eutrophisation et changements climatiques (rangée du haut), ainsi que problématiques de santé non cancérigènes, destruction de la couche d'ozone, émission de particules fines, smog photochimique et consommation de ressources fossiles. Les impacts sont normalisés (traduit de : Tabone et autres, 2010, p.8264)**

Cette ACV comporte plusieurs failles méthodologiques qui ont été relevées par d'autres chercheurs. Les données du PHA sont estimées à partir des données, désuètes, sur le PLA (santé humaine, santé respiratoire, couche d'ozone, écotoxicité), ce qui exclut la possibilité d'utiliser ces résultats pour les comparer. Les indicateurs présentés pour le PLA sont issus de données désuètes sans argumentaire permettant de justifier ce choix (54 Mj/kg combustible fossile, alors que les données mises à jour et disponibles affichent 42 Mj/kg pour le PLA maïs et 30,5 Mj/pour la canne à sucre; les données actualisées de PlasticsEurope pour le PET ne sont pas prises en compte). La pondération a été utilisée dans cette ACV comparative, alors que la norme ISO 14 044 et la Commission européenne indiquent que des comparaisons publiques ne devraient pas être faites suite aux résultats d'ACV utilisant la pondération. Cette mise en garde aurait dû être annoncée dans les conclusions ou la méthodologie. Finalement, le facteur de pondération utilisé pour les valeurs (100 pour l'impact le plus important) n'a pas fait l'objet d'une analyse de sensibilité; comme la pondération est sous-jacente à un choix de valeur, les auteurs auraient dû utiliser des pondérations diverses pour conclure sur leurs résultats (Dale, 2011).

Un second groupe de chercheurs note qu'il n'y a pas de base scientifique pour classer sur une même échelle les polymères étudiés selon un volume donné; ils présentent des fonctionnalités, propriétés, coûts et usages différents. L'aspect central des classements basés sur des ACV requiert une unité fonctionnelle clairement définie, ce qui n'est pas atteint dans l'ACV présentée. Murphy et autres notent également que certaines des données utilisées datent d'une décennie et que de plus récentes données sont disponibles et gratuites (Murphy et autres, 2011).

Cette ACV présentant des données sur plusieurs matières plastiques est intéressante, mais ses failles méthodologiques ne permettent pas de statuer clairement sur les avantages de l'une ou l'autre. Les auteurs concluent tout de même en comparant les différents polymères et biopolymères sur une échelle à deux dimensions illustrant leur adhésion aux principes de conception écologique ainsi que leurs résultats de l'analyse de cycle de vie; les résultats de cette conclusion sont illustrés à la figure A5.2.



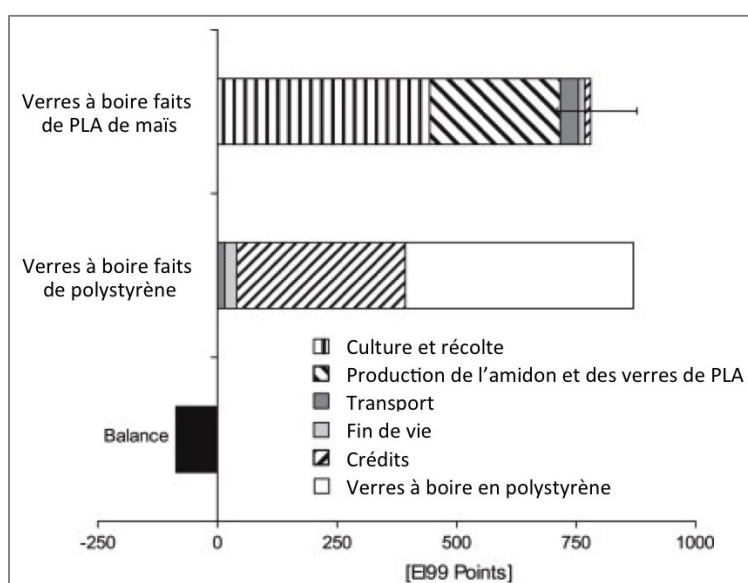
**Figure A5.2** Illustration de l'évaluation de polymères et biopolymères sur deux dimensions, l'adhésion aux principes de conception écologique sur l'axe des x et le rang selon les impacts environnementaux évalués lors de l'ACV. Sur l'échelle, les valeurs plus grandes sont préférables et représentent de moins grands impacts environnementaux normalisés (traduit de : Tabone et autres, 2010, p.8266)



## A5.2 Verres de PLA de maïs comparés à des verres de styromousse

Une ACV réalisée par Uihlein et autres (2008) compare des verres de PLA (maïs) avec du styromousse (PS). Les étapes du cycle de vie de verres de PLA utilisées dans l'analyse sont : 1) Culture et récolte 2) Production de l'amidon 3) Production des verres de PLA.

L'impact environnemental dérivé du PLA de maïs serait principalement relié à la culture et la récolte (56,8 % de l'impact) ainsi qu'à la production de l'amidon et du PLA (34,8 %) et non par les processus en amont (par exemple, la production de fertilisants). Ce serait l'utilisation des sols qui représente le plus grand impact de ce matériau. La figure A5.3 illustre ces résultats.

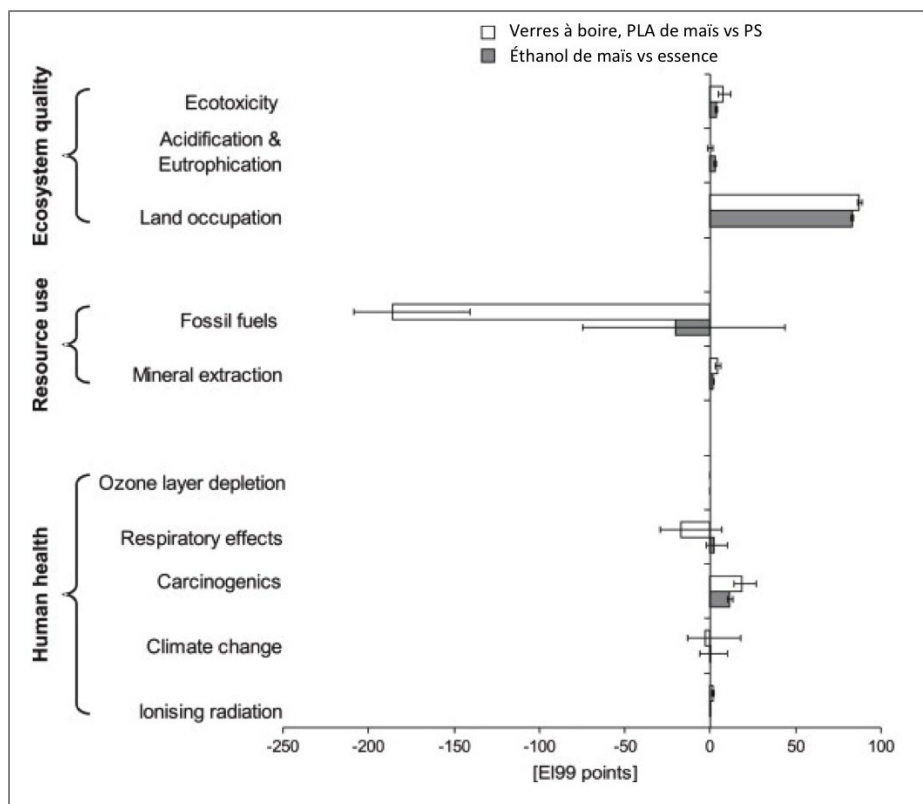


**Figure A5.3 Comparaison du cycle de vie de verres en PLA et de verres de polystyrène selon les étapes du cycle de vie.** Les valeurs négatives pour le solde indiquent un avantage pour le maïs. La barre d'erreur illustre le spectre issu de l'analyse de sensibilité (Uihlein et autres, 2008)

Les impacts environnementaux du verre en PS sont principalement liés à l'étape de fabrication (54,9 %), alors que les crédits alloués à la coproduction d'amidon comptent pour 40,5 % des impacts.

Comme la figure A5.4 l'illustre, le PLA est avantageux pour l'impact déplétion des ressources naturelles (puisque le polystyrène requiert des ressources fossiles pour sa fabrication) ainsi que pour les effets respiratoires. Un léger avantage est présent pour le PLA concernant l'acidification et l'eutrophisation ainsi que les changements climatiques. En contrepartie, l'utilisation du maïs pour la production de PLA représente un impact négatif quant à l'utilisation des sols.

Les auteurs considèrent qu'il est difficile de statuer clairement en faveur des produits biosourcés. Les crédits alloués grâce à la production de produits connexes (gluten et huile) influencent grandement les résultats; l'utilisation d'une méthode alternative à EcoIndicator99 pourrait mener vers des résultats différents (Uihlein et autres, 2008).

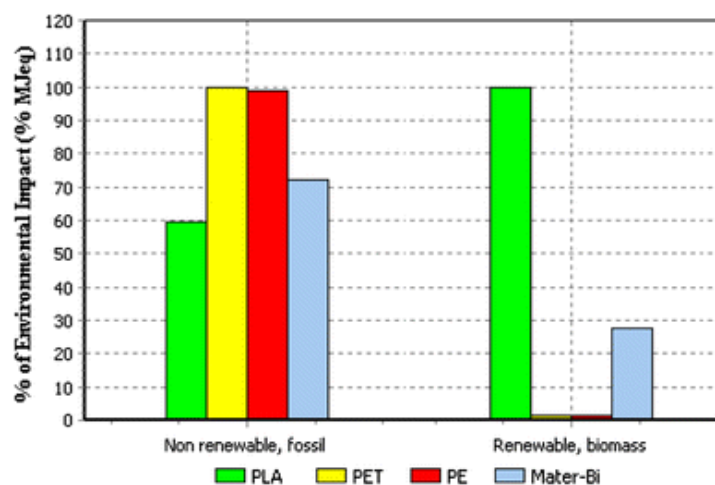


**Figure A5.4 Impacts des verres de PLA comparés à ceux de verres en PS quant à la santé, l'utilisation des ressources et la qualité des écosystèmes.** Les valeurs négatives indiquent un avantage pour le maïs. Les barres d'erreur représentent l'analyse de sensibilité (tiré de : Uihlein et autres, 2008)

### A5.3 Comparaison du PLA et du Mater-Bi avec le PET et le polyéthylène

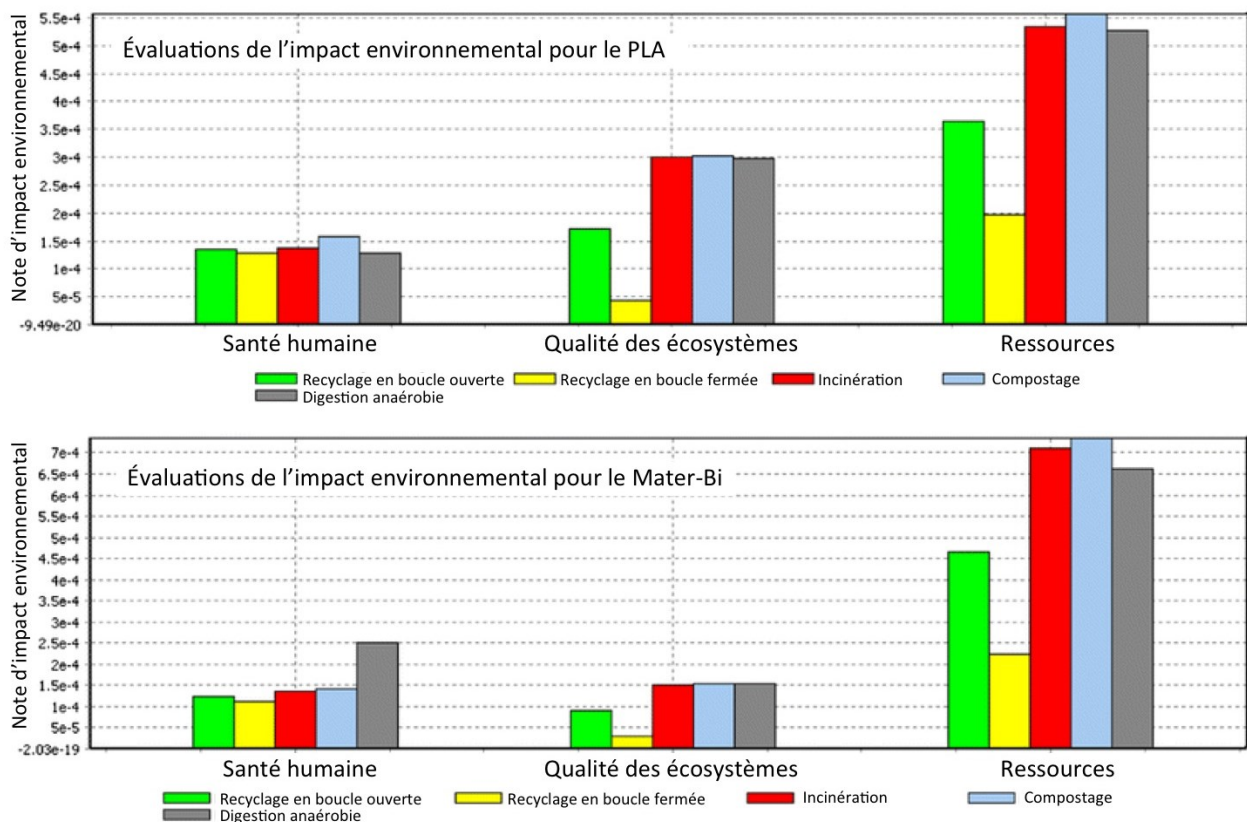
Piemonte (2011), intéressé aux biopolymères et à leur fin de vie, a procédé à une ACV portant sur le PLA et le Mater-Bi (les biopolymères ayant la plus grande part de marché, fabriqués par NatureWorks et Novamont). L'objectif de cette ACV est d'évaluer les économies d'énergie et d'émissions de GES résultat de la production de ces deux biopolymères, en comparaison au poids environnemental porté par deux polymères issus de la pétrochimie, le PET et le polyéthylène (PE).

La figure A5.5 démontre qu'une consommation réduite de combustibles fossiles est permise par leur utilisation. Le remplacement du PET par du PLA permettrait de réduire cette consommation de 40 %, alors que le remplacement de PE réduirait de 27 % la consommation de ressources fossiles.



**Figure A5.5 Énergie cumulative (ACV berceau à la porte de l'usine)** (tiré de : Piemonte, 2011, p.991)

L'auteur a procédé à l'ACV de différentes options de fin de vie pour le PHA et le PLA, soit le recyclage en boucle ouverte et à boucle fermée, le compostage, la digestion anaérobie et l'incinération. Comme la figure A5.6 en témoigne, le recyclage en boucle ouverte ou fermée est la solution environnementale la plus avantageuse. Il est difficile de statuer sur les autres solutions de fin de vie, puisqu'elles diffèrent selon l'indicateur d'impact retenu.



**Figure A5.6 Impact environnemental global pour diverses options de fin de vie** (méthodologie Ecoindicator 99) (traduit de : Piemonte, 2011, p.992)

La production de biopolymères en remplacement de polymères issus de ressources fossiles représenterait une stratégie efficace vers un développement plus durable. Ce remplacement entrainerait une économie d'énergie et d'émissions de GES notable. Pour que ce potentiel d'économies soit réalisé, il est important de bien gérer la fin de vie de ces biopolymères. Le recyclage demeure la meilleure option pour réduire la consommation de ressources renouvelables et réduire l'impact associé à leur production. (Piemonte, 2011)

#### A5.4 ACV de PLA dérivé du maïs et de PP dérivé de gaz naturel, du berceau au tombeau

Bohlmann (2004) a procédé à une ACV du berceau au tombeau entre deux emballages alimentaires, soit le PLA dérivé du maïs ainsi que le PP, dérivé de gaz naturel aux États-Unis. Les données retenues sont l'énergie utilisée et les émissions de GES. Son hypothèse repose sur une fin de vie partagée à 15 % en combustion, 7 % en compostage et le solde en déchet ultime en LES.

Son analyse permettrait de conclure que le PLA est plus efficace que le PP au niveau énergétique pour des emballages thermoformés tels que des contenants de yogourt, l'unité fonctionnelle utilisée dans son analyse. La différence entre les deux systèmes devient marginale lorsque l'incertitude reliée à l'analyse est prise en compte; les émissions de GES entre le PLA et le PP sont équivalentes lorsque le scénario de base inclut la rétention du carbone capté par le PLA dans le LES. Advenant d'autres scénarios, ces résultats seraient à réviser. Le tableau A5.1 illustre les résultats de l'ACV comparant un contenant de 1 kg de yogourt de PLA et de PP.

**Tableau A5.1 Résultats de l'analyse de cycle de vie du PLA et du PP en termes de consommation d'énergie et d'émissions de GES** (inspiré et traduit de : Bohlmann, 2004)

	Consommation d'énergie (unité de comparaison 1 kg)					Unité fonctionnelle
	Production de carburant MJ/kg	Utilisation de carburant MJ/kg	Transport MJ/kg	Matière première MJ/kg	Total MJ/kg	Total MJ/tonne yogourt
PLA (densité 1,25)	3.9	47.5	4.7	0.6†	<b>56.7</b>	2225
PP (densité 0,90)	6.6	30.8	4.8	51.5	<b>93.7</b>	3261

	Émissions de GES (production et enfouissement)				
	Consommation énergie	Émissions (excluant énergie)	Émissions enfouissement	Captation carbone	Mt éq. CO <sub>2</sub> /kg
PLA (densité 1,25)	0.00104	0.0002	0	-0.0005	<b>0.00074</b>
PP (densité 0,90)	0.0007	0.00005	0	0	<b>0.00075</b>

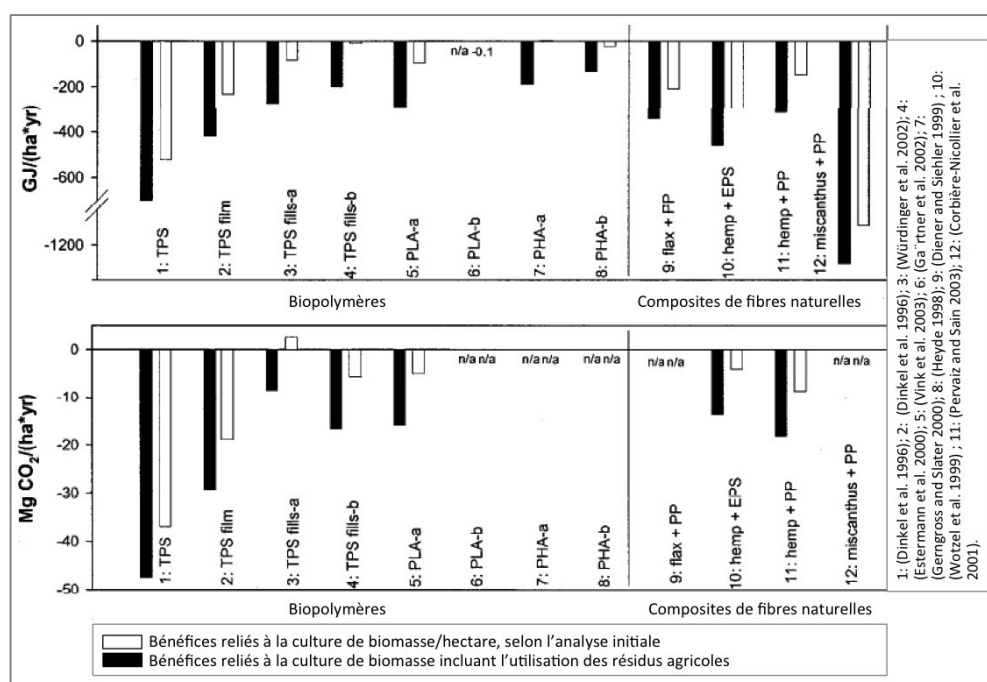
#### A5.5 Méta-analyse fondée sur onze ACV portant sur des biopolymères

Dornburg et autres (2003) ont effectué une méta-analyse grâce à onze ACV visant douze polymères biosourcés (ainsi que des bioénergies, exclues de la présente démonstration). Bien que les analyses référencées aient des champs d'étude variés, les auteurs comparent les biopolymères sur un pied d'égalité, du berceau au tombeau, avec incinération sans récupération d'énergie en fin de vie, en utilisant comme unité fonctionnelle la quantité de terre agricole utilisée par unité.

Les différentes ACV retenues prennent en compte différemment les résidus agricoles et l'utilisation des sols mais les auteurs ont tout de même étendu les frontières des systèmes pour inclure l'utilisation des résidus agricoles.

La figure A5.7 résume les différents résultats de ces ACV en termes de consommation d'énergie et de potentiel de réduction des émissions de GES (en Mg CO<sub>2</sub> par hectare par année). Le PHA et le remplissage d'amidon thermoplastique (ATP) présentent peu de potentiel d'économie d'énergie (moins de 30 GJ/hectare par année). En visualisant l'écart entre les barres noires et les barres blanches de la figure, il est possible de constater qu'une fois les résidus agricoles pris en compte, tous les biopolymères présentent un bilan avantageux. Pour la production du PLA et du PHA, cette différence est notoire. Évidemment, si les résidus agricoles ne sont utilisés qu'en théorie, ou s'ils sont laissés sur place, le bilan devient différent.

Cette comparaison basée sur la quantité de terre agricole présente une limite bien précise, mais applicable à tous les biopolymères; le rendement des cultures par hectare est dépendant de plusieurs facteurs, dont les conditions locales et les pratiques agraires.

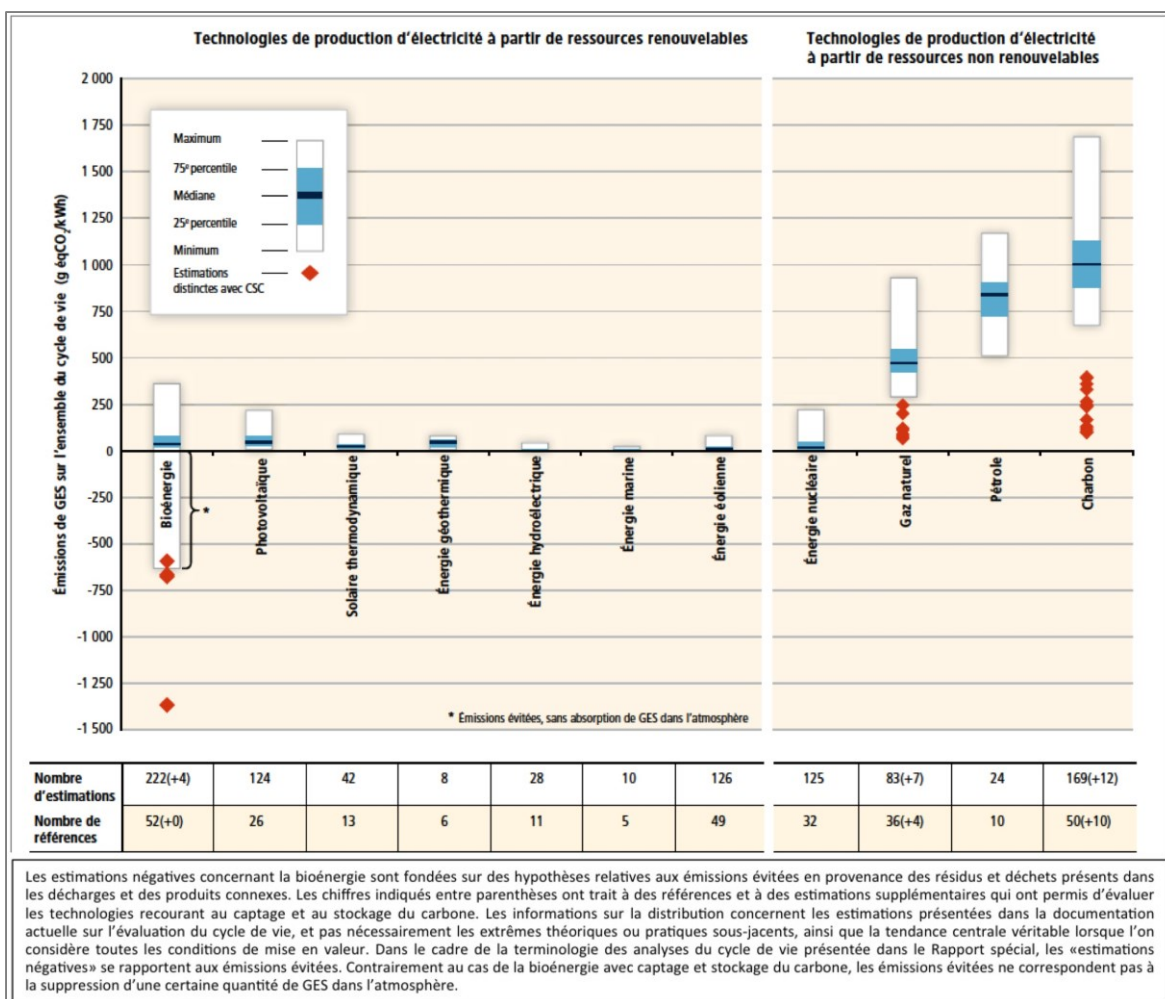


**Figure A5.7 Consommation d'énergie fossile et émissions de GES pour plusieurs biopolymères et leurs homologues issus de la pétrochimie, du berceau au tombeau, avec incinération sans récupération d'énergie.** Les résultats sont basés sur la culture d'un hectare de biomasse avec rendement moyen, tel qu'atteint en Europe centrale. Les valeurs négatives représentent des économies d'énergie ou des réductions d'émissions de GES en comparaison aux polymères issus de la pétrochimie (traduit de : Dornburg et autres, 2003, p.106)

#### **A5.6 ACV sur le PS, le PLA dérivé de maïs et un mélange PLA-amidon de manioc**

Une analyse portant sur une comparaison entre le PS et le PLA, produits en Thaïlande, conclut que le PLA ainsi que le PLA-amidon auraient de plus grands impacts environnementaux que la boîte en PS, soit un impact 1,59 et 1,09 fois plus grand, lorsque le changement d'affectation des sols n'est pas pris en compte et que l'énergie la plus propre disponible en Thaïlande est utilisée (TIGCC, *Thai coal integrated gasification combine cycle*) (Suwanmanee et autres, 2013). Les auteurs affirment toutefois que plusieurs ACV permettent de conclure que les biopolymères ont un profil environnemental plus avantageux que leurs homologues issus de la pétrochimie quant à la consommation d'énergie, aux émissions de GES et à l'acidification.

La technologie la plus propre citée dans l'étude pour générer de l'électricité fonctionne au charbon; à moins de pratiquer le captage du carbone, les technologies utilisant le charbon seraient, selon le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) (2011), les plus polluantes pour produire de l'électricité, comme le démontre la figure A5.8. Il est difficile d'utiliser des données basées sur des méthodes de production situées à un extrême des échelles de données pour tenter d'arriver à une conclusion juste et représentative.



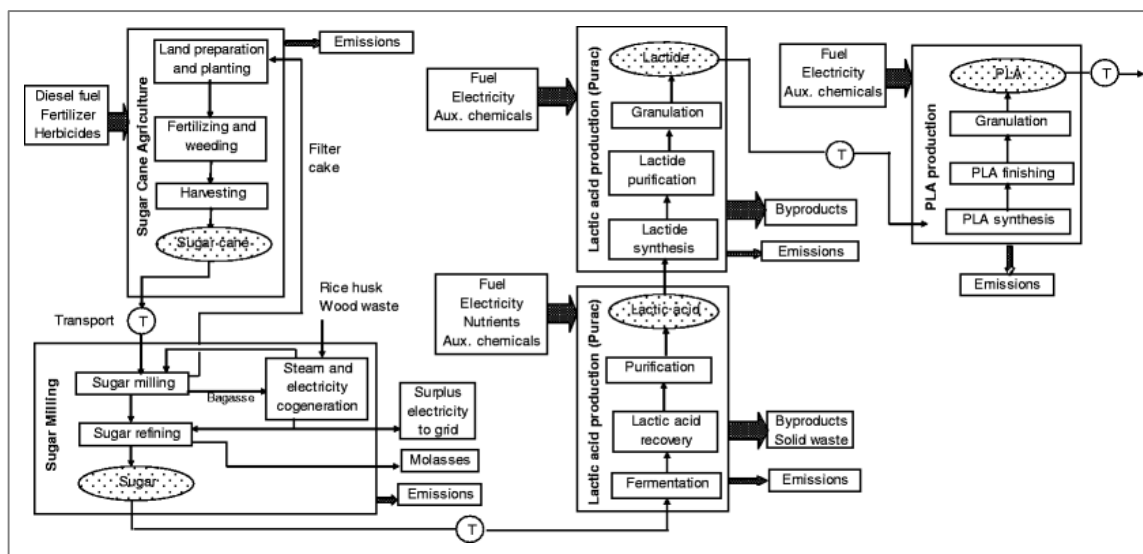
**Figure A5.8 Évaluation des émissions de GES sur l'ensemble du cycle de vie (g éq CO<sub>2</sub>/kWh) pour les grandes catégories de technologies de production d'électricité et pour certaines technologies intégrées avec captage et stockage du carbone.** L'évolution nette des réserves de carbone liée à l'utilisation des sols (s'appliquant essentiellement à la bioénergie et à l'énergie hydroélectrique issue de réservoirs) et les incidences de la gestion des sols ne sont pas prises en compte. CSC : captage et stockage du carbone (tiré de : GIEC, 2011, p.19).

#### **A5.7 ACV pour le l-lactide, d-lactide, poly-L-lactide (PLLA), PLLA/PDLA et polymères du berceau à la porte de l'usine**

Une ACV du berceau à la porte de l'usine compare divers biopolymères et polymères (PS et granules de PP, de PET, de PEHD) (Groot and Borén, 2010). L'ACV est également issue de la Thaïlande; elle inclut la culture, le broyage, la production d'additifs, le transport ainsi que la production de lactide et de PLA. La figure A5.9 illustre en détail les différents processus pris en considération lors de cette ACV portant sur le PLA issu de la canne à sucre. Les auteurs utilisent des données combinant divers

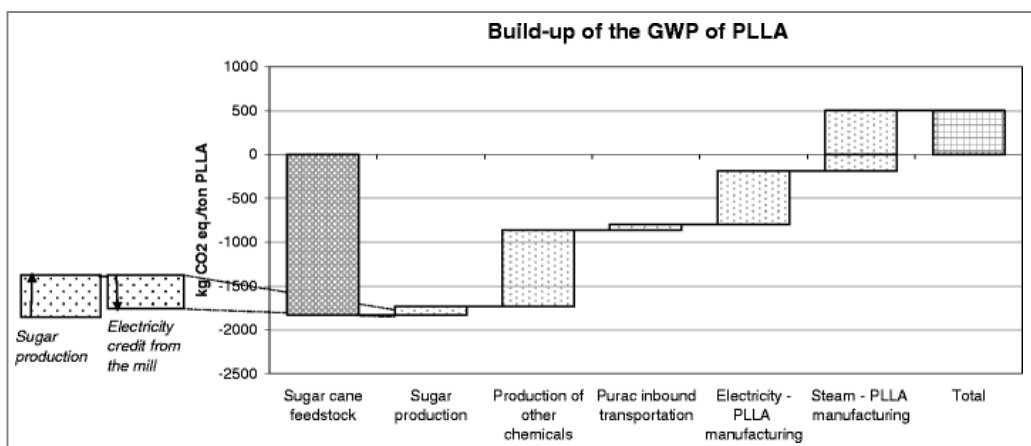


éco profils de produits chimiques et d'électricité et prennent en considération les impacts suivants : énergie renouvelable et non renouvelable, utilisation de ressources biotiques non renouvelables, utilisation des terres agricoles, changements climatiques, acidification, ozone photochimique, toxicité humaine et eutrophisation.



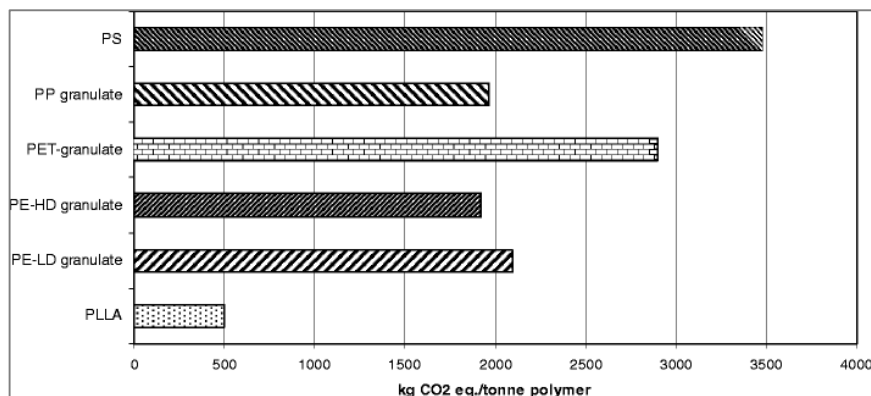
**Figure A5.9 Schéma de la chaîne de production de l'agriculture à la synthèse du PLA** (tiré de : Groot and Borén, 2010, p.973)

Sur une base de poids, le PLLA émet moins de GES et utilise moins de ressources matérielles et d'énergie fossile que les polymères. Cette faible émission de GES est possible grâce au crédit consenti par la production d'électricité avec la bagasse. La figure A5.9 illustre les différentes étapes de production du PLLA avec les émissions de GES qui y sont associées (Groot and Borén, 2010). Ces émissions sont plus faibles pour le mélange PLLA/PDLA (résistant à la chaleur) que pour les polymères ayant les mêmes caractéristiques. Basé sur un système agricole, le PLA et le mélange PLLA/PDLA contribuent plus que les polymères à l'acidification, la création d'ozone photochimique et l'utilisation de sols arables. La plus grande part des émissions de GES issues du PLA est produite lors de l'étape de production des produits chimiques autres utilisés dans la fabrication du PLLA, ainsi que les produits utilisés dans sa production. Les émissions reliées au cycle de vie du berceau à la porte de l'usine du PLA sont illustrées à la figure A5.10.



**Figure A5.10 Évolution des émissions de GES sur l'ensemble de la chaîne de production du PLLA** (tiré de : Groot and Borén, 2010)

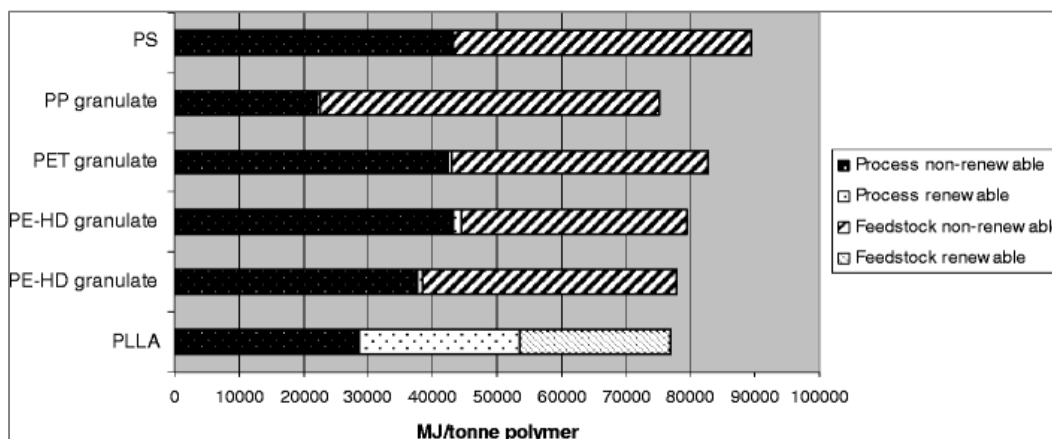
La figure A5.11 démontre que le potentiel de changements climatiques du PLLA est moindre que celui des polymères issus de ressources fossiles. Il faut noter que ce potentiel est mitigé suite à la séquestration du CO<sub>2</sub> dans le biopolymère. Le potentiel de changements climatiques relié aux polymères issus de ressources fossiles provient des émissions de l'extraction du pétrole brut, du raffinage et de la production de la résine. Selon ces auteurs, c'est dans une ACV portant sur une analyse complète, incluant la fin de vie, que l'origine du carbone devient appréciable (Groot and Borén, 2010).



**Figure A5.11 Émissions de CO<sub>2</sub> reliées à la production de 1 kg de PLLA et de polymères** (tiré de : Groot and Borén, 2010, p.978)

La figure A5.12 illustre la somme des énergies renouvelables et non renouvelables incluses dans les polymères et biopolymères. Dans l'analyse de Groot et Borén (2010), cette quantité serait du même ordre de grandeur. Dans le cas des biopolymères, une grande partie de cette énergie provient du soleil, permettant de fixer le CO<sub>2</sub> dans les plants de canne à sucre. C'est cette énergie qui les rend

plus avantageux; le CO<sub>2</sub> issu de ressources fossiles représente une nouvelle émission de CO<sub>2</sub> lorsqu'il est remis dans l'atmosphère (par exemple, lors de l'incinération).

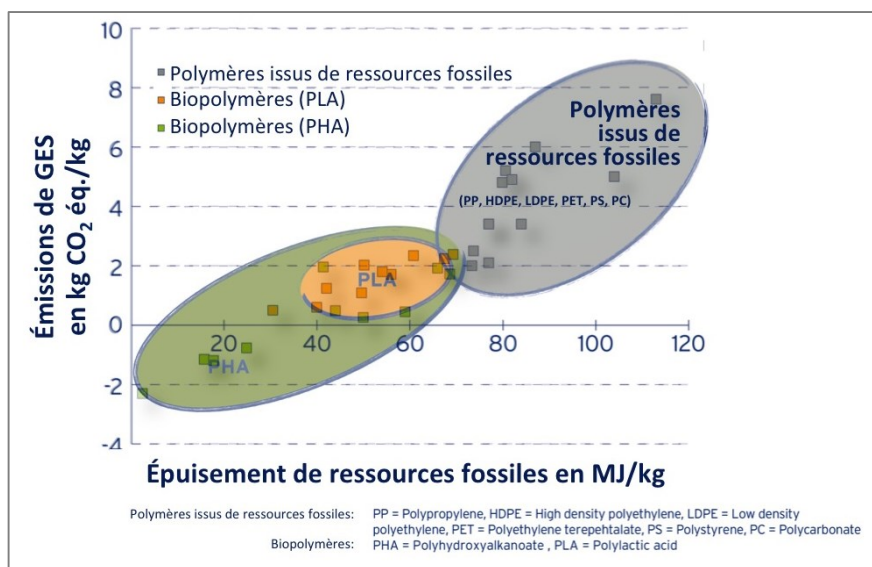


**Figure A5.12 Énergie primaire consommée pendant la production du PLLA, du PEHD, du PE-LD, du PET, du PP et du PS** (tiré de : Groot and Borén, 2010, p.979)

#### A5.8 Méta-analyse de 30 ACV portant sur le PLA

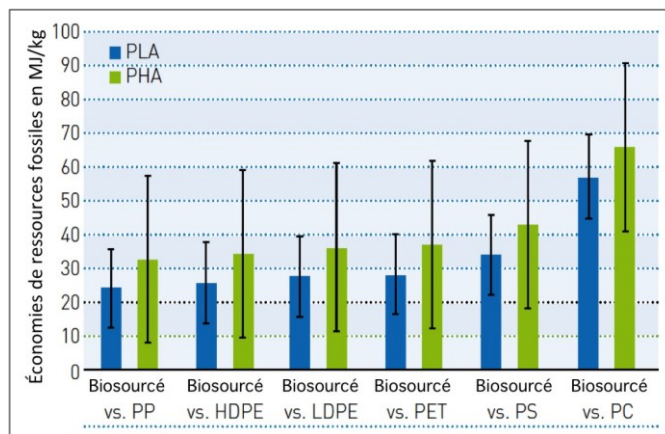
Essel (2012) a effectué une méta-analyse appuyée sur 30 ACV et visant la production du PLA et du PHA/PHB; son analyse mènerait à la conclusion que les biopolymères seraient environnementalement avantageux. Les émissions de GES et la consommation de ressources fossiles seraient réduites grâce à leur utilisation. Essel conclut que la substitution de polymères par leurs homologues biosourcés représenterait des avantages sur les catégories d'impact de changements climatiques et épuisement des ressources fossiles, deux enjeux majeurs.

La figure A5.13 montre trois ellipses qui représentent des groupes de résultats. L'ellipse grise, en haut à droite, représente les données associées aux polymères issus de ressources fossiles, soit plus de 70 mégajoules ainsi que plus de trois kg équivalents de CO<sub>2</sub> par kg de polymères. Les émissions de GES seraient de moins de trois kg de CO<sub>2</sub> par kg de biopolymères. Les résultats de ces analyses, pour le PLA, le situent à mi-chemin entre les polymères et le PHA; les données qui y sont reliées sont dans l'ellipse orangée et les carrés orangés se retrouvent en grande majorité dans cette ellipse. Finalement, les données reliées au PHA sont dans l'ellipse verte.



**Figure A5.13 Impact environnemental des polymères et biopolymères dans deux catégories d'impact : changements climatiques et épuisement des ressources fossiles par kilogramme de matériau** (traduit et compilé d'après : Essel, 2012, pp.38-39)

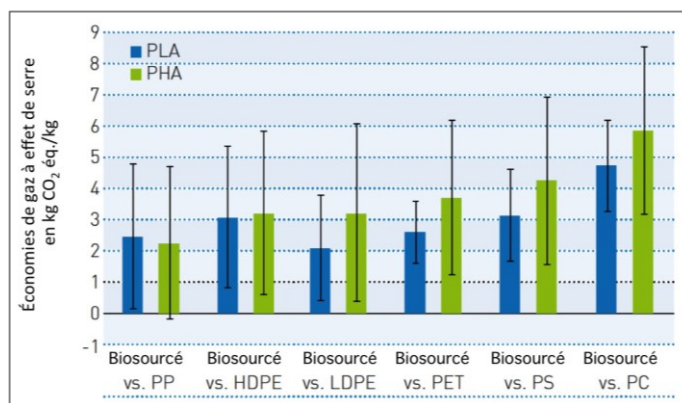
La figure A5.14 illustre les économies de ressources fossiles reliées à la production de biopolymères. Le PC, selon cette ACV du berceau à la porte de l'usine, représenterait le polymère le plus gourmand en ressources fossiles. L'utilisation de biopolymères serait plus avantageuse que le PP, le PEHD, le PEBD, le PET et le PS.



**Figure A5.14 Économie de ressources fossiles utilisées par la production de biopolymères en comparaison à la production de polymères issus de la pétrochimie** (traduit de : Essel, 2012)

Finalement, la figure A5.15 présente les avantages que la production de biopolymères représenterait en termes de réduction d'émission de GES s'ils sont privilégiés à leurs voisins issus de

la pétrochimie; le PC ressort encore une fois comme le plus grand émetteur de CO<sub>2</sub>. Le polymère le moins polluant, en comparaison du PHA ou du PLA serait le PP.



**Figure A5.15 Économies des émissions de GES liées à la production de biopolymères en comparaison à la production de polymères issus de la pétrochimie** (traduit de : Essel, 2012)

Ces différentes comparaisons d'ACV portent sur des analyses basées sur les étapes du berceau à la porte de l'usine; les phases subséquentes, dont la fin de vie, ne sont pas prises en considération dans cette méta-analyse.

#### A5.9 Méta-analyse de 44 produits biosourcés, dont 19 biopolymères

Une comparaison ainsi qu'une évaluation des impacts environnementaux des produits issus de la pétrochimie et des produits biosourcés permettraient de ne pas compromettre des bénéfices environnementaux avec des inconvénients importants sur le plan environnemental. C'est dans ce but que Weiss et autres (2007) ont procédé à une méta-analyse portant sur 44 produits biosourcés, dont 19 biopolymères.

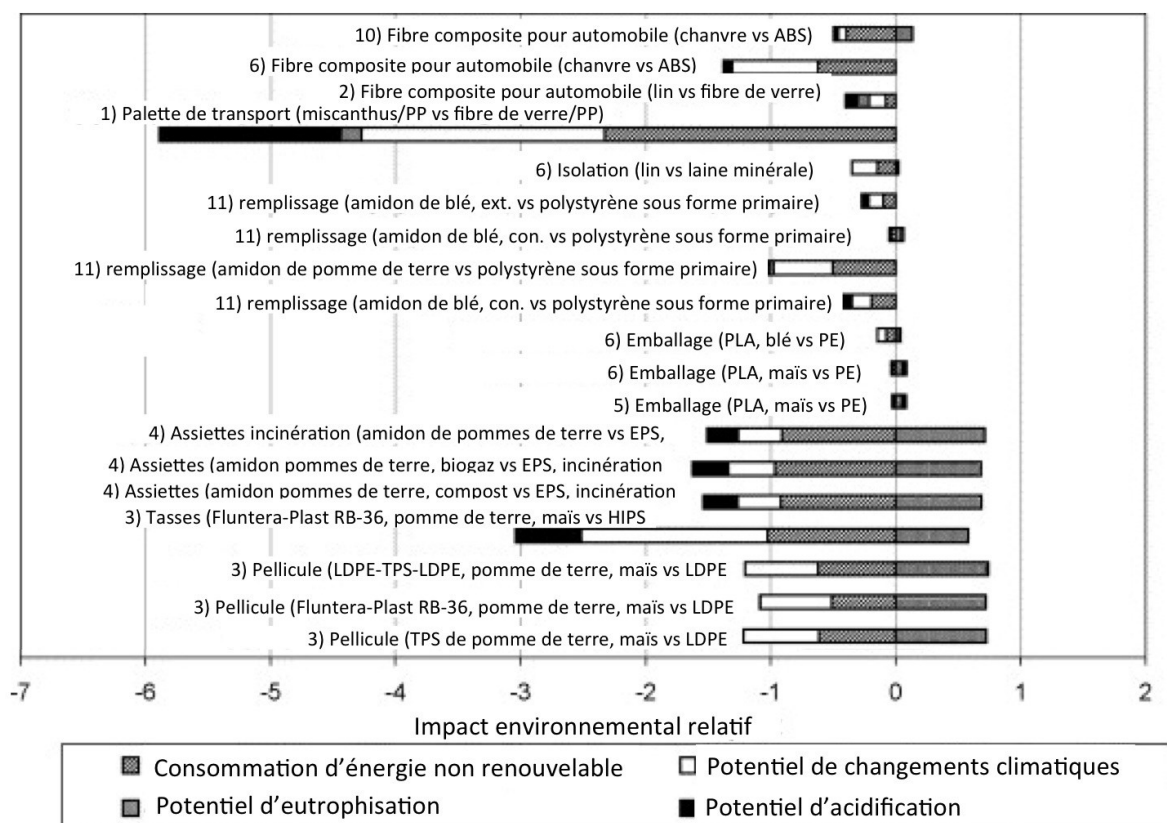
La figure A5.16 illustre diverses analyses de cycle de vie reliées aux polymères qu'ils ont compilées suite à une sélection d'ACV présentant, selon leurs critères, une information de qualité. Ils ont évalué la performance environnementale de paires de produits issus de ressources fossiles et biologiques. Les quatre catégories d'impacts environnementaux suivantes ont été retenues :

- 1) consommation d'énergie non renouvelable : cette analyse permet de constater que tous les produits biosourcés des ACV retenues, incluant les biopolymères, consomment moins d'énergie non renouvelable que leurs contreparties issues de la pétrochimie sur la totalité de leur cycle de vie.
- 2) potentiel de changements climatiques : en ce qui a trait aux changements climatiques, les

résultats varient et sont fortement corrélés avec la consommation d'énergie renouvelable, puisque la production d'énergie est la première source fossile de GES. Les produits qui nécessitent moins de ressources fossiles au cours de leur cycle de vie présentent le plus grand potentiel de réduction d'émissions de CO<sub>2</sub>.

3) potentiel d'eutrophisation : les produits biosourcés présentent un potentiel d'eutrophisation plus élevé, puisque leur production implique habituellement des pratiques d'agriculture conventionnelle. Le lessivage des nitrates et le transport de particules de phosphate vers les eaux de surface suite aux applications de fertilisants et les émissions d'ammoniac en provenance du fumier représentent les sources principales d'eutrophisation, tel que le chapitre 3 en faisait mention.

4) potentiel d'acidification : en ce qui a trait au potentiel d'acidification, les assiettes, les verres jetables et le matériel de remplissage issus d'amidon de maïs et de pommes de terre seraient susceptibles de le réduire. Le potentiel d'acidification est principalement causé par les émissions de soufre et d'oxyde d'azote suite aux processus d'incinération, que ce soit pour des produits biosourcés ou issus de ressources fossiles. Les émissions d'ammoniac imputables au fumier représentent également une source d'acidification.



**Figure A5.16 Impacts environnementaux relatifs normalisés issus de produits conventionnels ainsi que de leurs alternatives biosourcées** (Légende : 1) Corbière-Nicollier et al., 2001; 2) Diener and Siehler, 1999; 3) Dinkel et al., 1996; 4) Dinkel and Waldeck, 1999; 5) Gärtner et al., 2002; 6) Müller-Sämann et al., 2002; 7) Reinhardt et al., 2000; 8) Reinhardt and Gärtner, 2003; 9) Reinhardt and Zemanek, 2000; 10) Wötzel et al., 1999; 11) Würdinger et al., 2002) (Compilation traduite de : Weiss et autres, 2007)

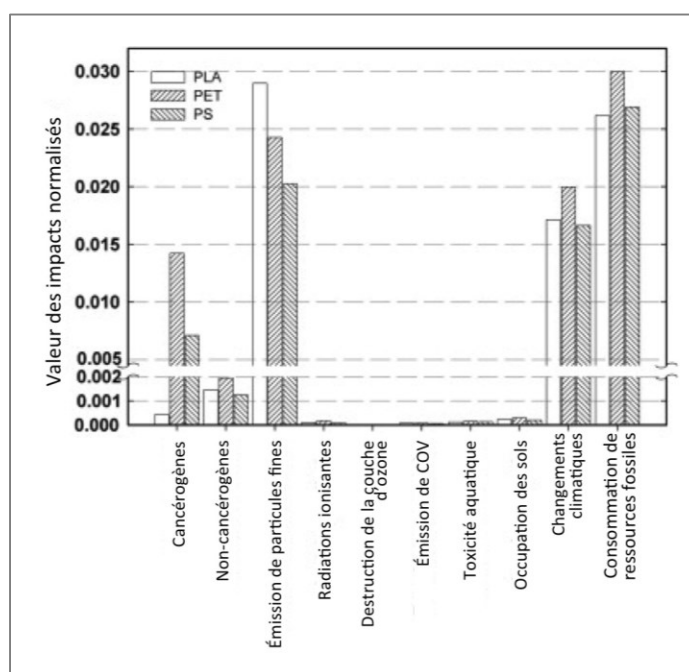
Les auteurs trouvent l'évaluation écologique des produits biosourcés assez complexe, puisqu'ils présentent des effets positifs et négatifs par rapport à leurs homologues d'origine fossile. La pondération des impacts environnementaux requiert de prioriser les impacts afin d'évaluer la performance des produits; l'information requise pour la pondération est un mélange de connaissances scientifiques, d'hypothèses et de jugement de valeur subjectif (Weiss et autres, 2007).

#### A5.10 ACV portant sur des barquettes de PLA, de PET et de PS

Madival et autres (2009) ont effectué l'ACV comparative de contenants de type barquette (en anglais, *clamshell*) fabriqués de PLA, de PET et de PS, utilisés pour l'emballage de fraises. L'ACV porte sur le cycle entier des produits soit du berceau au tombeau; les entrants tels que les engrais,

pesticides, herbicides et grains requis pour la culture et la récolte du maïs sont pris en considération et l'extraction du pétrole brut ainsi que le processus de craquage jusqu'à l'obtention des matières premières de styrène, acide téréphtalique et éthylène glycol sont tous pris en compte pour le PET et le PS. Plusieurs indicateurs d'impact intermédiaire ont été retenus.

La figure A5.17 illustre les résultats obtenus pour les impacts normalisés. En général, le PET a obtenu des notes supérieures, possiblement à cause du poids plus élevé des contenants. La production de la résine ainsi que le transport de la résine et des contenants sont les plus grands contributeurs d'impacts environnementaux (Madival et autres, 2009).



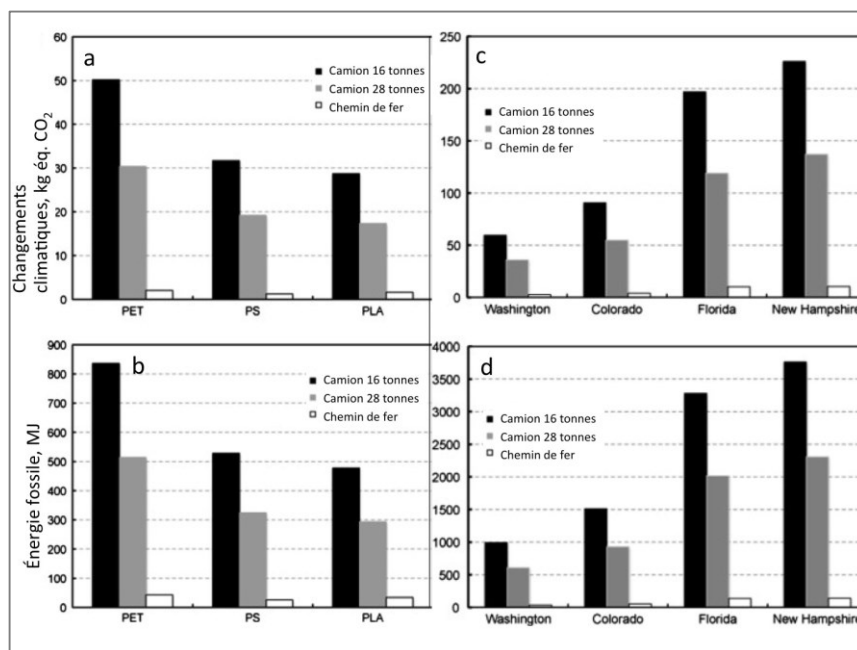
**Figure A5.17 Valeur normalisée des impacts pour 1000 contenants de PLA, PS et PET du berceau à la porte de l'usine.** La méthode d'ACV IMPACT 2002+ V2.02. Les valeurs sont normalisées quant aux émissions produites annuellement par un Européen (traduit de : Madival et autres, 2009)

La figure A5.18 illustre l'impact sur les changements climatiques ainsi que la consommation d'énergie reliés au transport de 250 contenants de fraises vers diverses destinations, par l'entremise de trois modes de transport différents. L'objectif de ce scénario n'était pas de comparer les contenants, mais plutôt l'effet de la distance de transport sur les émissions.

Les auteurs ont évalué qu'un camion de seize tonnes devait parcourir 23 km pour émettre un kilogramme de CO<sub>2</sub>, un camion de 28 tonnes doit en parcourir 38 km alors qu'une locomotive peut parcourir 428 km pour émettre la même quantité de GES. Le mode de transport affecte donc

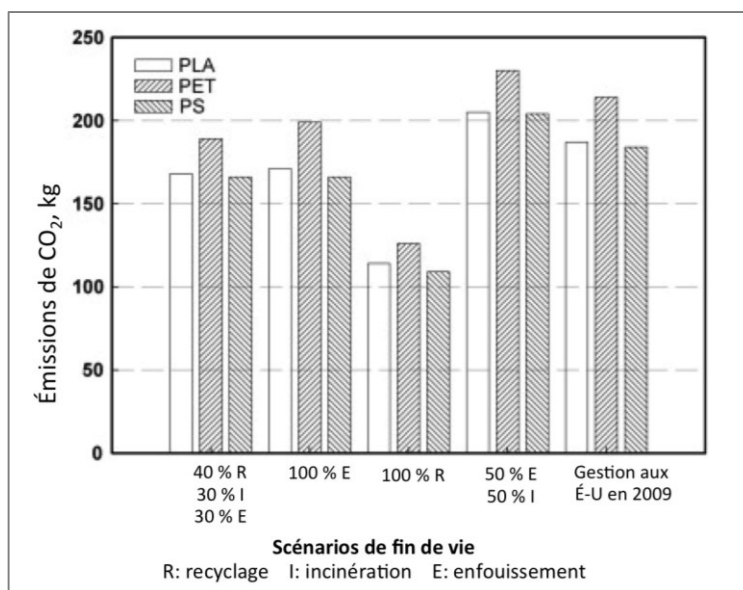


énormément les émissions de GES associées au cycle de vie d'un produit, particulièrement du berceau au tombeau (Madival et autres, 2009).



**Figure A5.18 Impact sur les changements climatiques et consommation d'énergie reliés au transport de 250 contenants de fraises vers diverses destinations, par l'entremise de trois modes de transport différents.** À gauche : a) Potentiel de changements climatiques en kg éq. CO<sub>2</sub> et b) Énergie fossile en MJ pour 1000 contenants de PLA, PET et PS, transportés par un camion de 16 ou 28 tonnes ou par locomotive diesel de l'usine de fabrication vers Watsonville, Californie; à droite, c) Potentiel de changements climatiques en kg éq. CO<sub>2</sub> et d) Énergie fossile en MJ pour 250 contenants de PLA, PET et PS, transportés par un camion de 16 ou 28 tonnes ou par locomotive diesel vers Washington, le Colorado, la Floride et le New Hampshire (traduction libre de : Madival et autres, 2009).

Finalement, les auteurs ont analysé divers scénarios de fin de vie avec recyclage, enfouissement et incinération. La figure A5.19 illustre les différents scénarios proposés lors de cette étude et les émissions de CO<sub>2</sub> associées à chacun du berceau au tombeau. Selon leur analyse, l'utilisation du PS représenterait l'option générant le moins de CO<sub>2</sub> et l'option de recyclage est la plus avantageuse pour tous les matériaux.



**Figure A5.19 Émissions de CO<sub>2</sub> émises par 1000 contenants de PLA, PET et PS dans un cycle de vie de berceau au tombeau** (traduction libre de : Madival et autres, 2009)

#### A5.11 Analyse du cycle de vie du PHB du berceau à la porte de l'usine

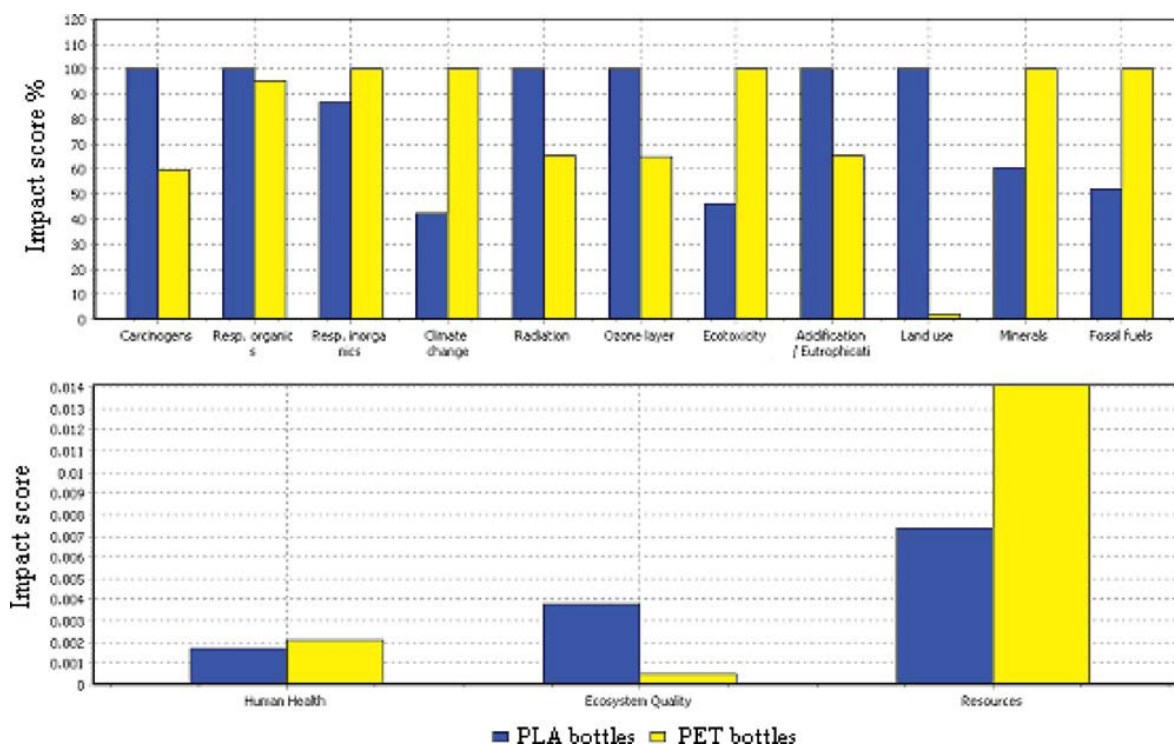
L'ACV réalisée par Kim et Dale (2008) portant sur du PHB issu de grains de maïs indique qu'il est avantageux en comparaison aux polymères quant à la consommation d'énergie fossile et aux émissions de GES. Le PHB permet également d'accumuler des crédits de GES et représente donc une réduction de leurs émissions; chaque kg de PHB réduit les émissions de GES de 2,3 kg éq. CO<sub>2</sub>. La culture du maïs est le point sensible des systèmes de production de PHB. Des pratiques agricoles plus durables, telles que la culture sans labour et la plantation de cultures de couverture hivernales pourraient réduire jusqu'à 72 % l'impact environnemental du PHB. Les auteurs précisent que d'autres problématiques environnementales, telles que l'eutrophisation, l'acidification, l'écotoxicité et la toxicité humaine devraient être examinées en profondeur pour évaluer la performance environnementale du PHB.

#### A5.12 ACV comparative du PLA et du PET pour des bouteilles d'eau

Gironi et Piemonte (2011b) ont procédé à l'ACV du berceau au tombeau de bouteilles de PLA et de PET destinées à contenir de l'eau. L'unité fonctionnelle retenue est de 1000 bouteilles de 500 ml, représentant 12,2 kg de bouteilles. Le transport est le même pour les deux produits. Les scénarios de fin de vie retenus sont l'enfouissement, le recyclage et l'incinération; le compostage a été retenu seulement pour le PLA. La méthodologie retenue est bien exprimée (11 indicateurs d'impacts

intermédiaires et trois impacts finaux soit santé, qualité des écosystèmes et ressources sont retenus). Une attribution est faite pour les sous-produits du maïs.

La figure A5.20 permet de visualiser les résultats de l'ACV du berceau à la porte de l'usine; ces bilans démontrent des résultats similaires pour les deux produits et ils doivent être interprétés pour être départagés. Alors que les biopolymères permettent de réduire la consommation de ressources fossiles, ils sont responsables de méfaits sur la santé humaine et la qualité des écosystèmes.



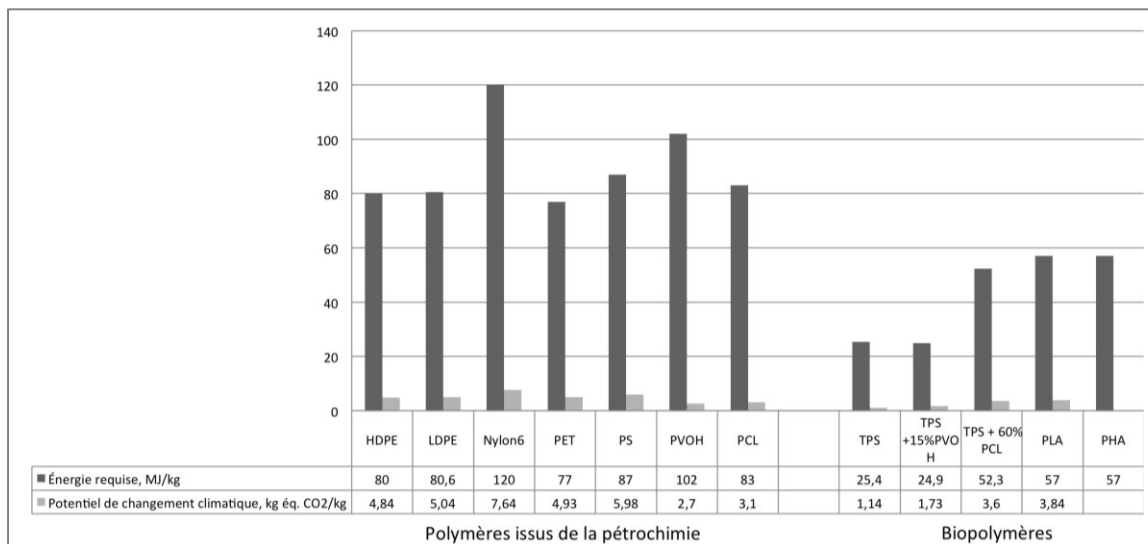
**Figure A5.20** Comparaison de l'analyse de cycle de vie du berceau à la porte de l'usine pour la production de bouteilles de PLA et de PET (tiré de : Gironi and Piemonte, 2011b, p.464)

### A5.13 Méta-analyses de cycle de vie du berceau au tombeau

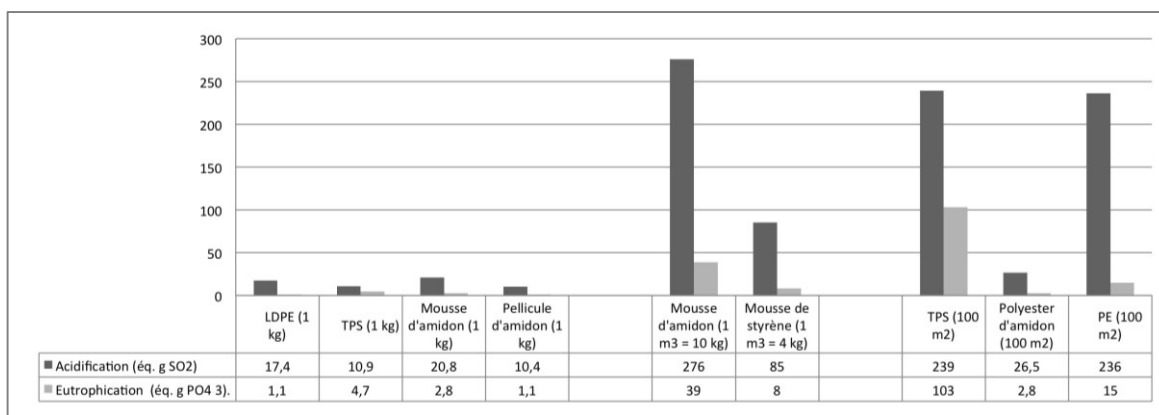
Gironi et Piemonte (2011a) ont utilisé les résultats de différentes ACV publiées pour comparer les biopolymères avec les polymères. Les données qu'ils présentent retiennent un scénario d'incinération avec récupération d'énergie pour la fin de vie; les auteurs précisent que ce scénario n'est pas favorable aux biopolymères, qui ont un contenu calorifique plutôt faible. La figure A5.21 démontre combien la production et l'utilisation de biopolymères sont avantageuses comparativement aux polymères quant aux émissions de CO<sub>2</sub> et à la consommation d'énergie. La figure A5.22, quant à elle, illustre l'impact environnemental quant au potentiel d'acidification et

d'eutrophisation qu'ont les biopolymères suite à l'utilisation de fertilisants et de produits chimiques requis dans la culture des matières premières.

Selon la pondération que l'on donne aux multiples indices environnementaux utilisés dans les différentes méthodes d'ACV, les polymères ou les biopolymères pourraient être privilégiés. Lorsque le recyclage est offert en fin de vie, les polymères sont préférables au compostage des biopolymères; ce constat ne prend cependant pas en considération les avantages qui seraient reliés à l'utilisation de produits biodégradables, tels que les sacs pour résidus organiques ou la vaisselle jetable qui peuvent être déposés directement dans les collectes de résidus alimentaires, réduisant les quantités de matières vouées à l'enfouissement et l'énergie requise pour rincer puis trier les résidus non compostables (Gironi and Piemonte, 2011a).



**Figure A5.21 Consommation d'énergie et émissions de CO<sub>2</sub> reliées à différents polymères et biopolymères, du berceau au tombeau (inspiré de : Gironi and Piemonte, 2011a, p.1952)**



**Figure A5.22 Potentiel d'eutrophisation et d'acidification pour différents types de plastiques** (inspiré de : Gironi and Piemonte, 2011a, p.1953)

#### **A5.14 Avantages de multiples mélanges amidon-alcools polyvinyliques (APV) en comparaison aux polymères pétrochimiques**

Guo et Murphy (2012a) ont procédé à la comparaison d'un groupe de biopolymères fabriqués à partir de mélanges amidon-APV et issus de diverses matières premières (blé, pommes de terre, maïs) avec du PEHD, du PEBD et du PSE et ce, pour plusieurs applications. L'approche du berceau au tombeau a été retenue pour comparer les impacts environnementaux des biopolymères et polymères étudiés.

Les applications (unités fonctionnelles) retenues sont une boîte glacière, un tableau d'affichage, un chemisage réfractaire pour coffrage à béton et deux moules creux.

Cinq scénarios de fin de vie ont été choisis afin de comparer les impacts des produits étudiés, soit le compostage domestique, deux systèmes de compostage industriels (compostage en tas en plein air et compostage en silo fermé), la digestion anaérobique et l'enfouissement.

Les auteurs rapportent quatre constats quant aux résultats : 1) Les applications spécifiques retenues affectent les résultats affichés pour les biopolymères; 2) Les scénarios de fin de vie sont décisifs; 3) La présence de matériaux recyclés dans les polymères représente un facteur important lors de l'ACV comparative et; 4) La provenance des matériaux de base modifie le profil environnemental des biopolymères.

La comparaison des cinq différentes applications retenues dans l'ACV de Guo et Murphy (2012a), dont les résultats sont illustrés à la figure A5.24, permet de croire que les produits à base de blé

sont favorisés dans quatre catégories d'impact (appauvrissement des ressources abiotiques, déplétion de la couche d'ozone, potentiel de changement climatique et potentiel d'oxydation photochimique). En contrepartie, ils sont responsables de l'acidification et de l'eutrophisation des milieux à la suite du lixiviat et des émissions d'azote issues du système agricole. Les inventaires d'ACV pour les produits à base de maïs et de pommes de terre révèlent des résultats similaires. Les biopolymères affichent généralement des performances environnementales supérieures au PEBD et au PEHD dans toutes les catégories, à l'exception de l'eutrophisation et de l'écotoxicité terrestre et aquatique, en grande partie à cause des processus de production et des systèmes agricoles (Guo and Murphy, 2012a).

Les résultats obtenus lors de cette étude sont à examiner de plus près. Les auteurs présentent à la figure A5.23 les différentes unités fonctionnelles ainsi que les caractéristiques des produits utilisés, permettant de constater que :

- 1) La boîte réfrigérée en biopolymère représente 88 % du poids de la boîte en polymère, ce qui l'avantage et se reflète dans les résultats de l'ACV;
- 2) Le tableau d'affichage en biopolymère pèse moins du tiers que son homologue issu de la pétrochimie, facilitant la conclusion avantageant le biopolymère en comparaison au HDPE;
- 3) L'unité fonctionnelle du chemisage réfractaire pour coffrage à béton en biopolymère a un poids de 168 kg, alors que celle du polymère pèse 60 kilos, soit un peu plus du tiers, avantageant le polymère et;
- 4) Les deux moules creux sont également complexes à comparer : la première unité fonctionnelle représente un poids de 135 kg pour le polymère avec une composition partiellement recyclée, alors que le biopolymère utilisé pèse 450 kg; la seconde unité fonctionnelle pour les moules creux démontre également une grande disparité dans le poids utilisé, soit 5 880 kilos pour le biopolymère alors que sa contrepartie pétrochimique pèse 1 960 kg, dont 15 % de matériau recyclé.

Case studies	Functional unit	WBF/MSBF/PSBF	EPS or PE
Coolbox	Single 8.5 l capacity corrugated box insulated with biopolymer or LDPE foam to maintain a temperature below 5 °C for 24 h for the transport of temperature-sensitive contents Service life—single use, estimated up to 48 h	Density 25 kg/m <sup>3</sup> Thickness 26 mm Weight 213.4 g	Virgin LDPE Density 35 kg/m <sup>3</sup> Thickness: 20 mm Weight: 241.9 g
Display board	Single display board used for indoor advertisement application with 2 m <sup>2</sup> surface area, 10 mm thickness Service life—3 months	Density 25 kg/m <sup>3</sup> Weight 0.5 kg	HDPE with 20 % recycled content Density: 85 kg/m <sup>3</sup> Weight 1.7 kg
Refractory lining former	A dome-shape refractory lining former with 2.4 m <sup>3</sup> volume Service life—single use	Density 70 kg/m <sup>3</sup> Weight 168 kg	Virgin EPS Density 25 kg/m <sup>3</sup> Weight 60 kg
Trough mold 1	EPS or biopolymers used as a specified trough mold core to deliver equal physical property Supplied volume 9 m <sup>3</sup> Service life 6 months	Density 50 kg/m <sup>3</sup> Weight 450 kg	EPS with 30 % recycled content Density 15 kg/m <sup>3</sup> Weight 135 kg
Trough mold 2	Supplied volume 98 m <sup>3</sup> Service life 6 months	Density 60 kg/m <sup>3</sup> Weight 5,880 kg	EPS with 15 % recycled content Density 20 kg/m <sup>3</sup> Weight 1,960 kg

**Figure A5.23 Unités fonctionnelles et spécifications des produits pour chaque étude de cas** (tiré de : Guo and Murphy, 2012a, p.978)

Pour la fonction de boîte réfrigérée, le biopolymère représente l'option la plus avantageuse pour l'environnement. Lorsqu'il est toutefois question de fonctions requérant d'importantes propriétés mécaniques de compression, les biopolymères amidon-APV ne peuvent se comparer aux polymères pétrochimiques permettant un recyclage en fin de vie.

Bien que les mêmes fonctions soient comparées, les similitudes sont inégales quant à la masse des différents produits comparés. Les résultats de cette ACV comparative démontrent que le format de produit utilisé pour des applications spécifiques modifiera les résultats d'une ACV et ne permet pas de bien comparer différents matériaux. Les exigences relatives aux produits biosourcés ne correspondent pas à celles des produits issus de la pétrochimie et leur comparaison s'avère difficile. Des développements de produits et de technologies sont encore nécessaires pour que les produits biosourcés puissent avantageusement remplacer les polymères. Finalement, la figure A5.24 permet de bien illustrer qu'il est complexe de départager les polymères et les biopolymères dans cette analyse, puisque chacun démontre des avantages et inconvénients selon les indicateurs qui seront retenus.

Impact categories	Coolbox LDPE				Display board HDPE				Concrete formwork Virgin EPS				EPS Trough mold			
	Production	Landfill	Incineration	Recycling	Production	Landfill	Incineration	Recycling	Production	Landfill	Incineration	Recycling	production	Landfill	30% recycled content Recycling content)	15% recycled content Recycling
Abiotic depletion												C E		F		
Acidification				C		G										
Eutrophication						G										
GWP100				B				A D		B D	B	C		C		
ODP						C				C F	E F	C F		E F	E F	K
Human toxicity									F G	F G	E F	F	F	F G	F	F
Ecotoxicity Fresh water	F						G							G		
Ecotoxicity Marine							G	G				F G	F	G	C E F G	C E F G
Ecotoxicity Terrestrial						G		G				G		C F G	C F G	G
POCP							B									

**Figure A5.24 Sommaire des comparaisons et des paramètres utilisés dans l'inventaire d'analyse de cycle de vie.** Légende : A) modélisation du N<sub>2</sub>O; B) compostage domestique actif comparé au compostage passif; C) scénario de digestion anaérobie; D) frontière d'enfouissement; E) récupération de l'énergie dans le scénario d'enfouissement; F) infrastructure; G) Modèle de caractérisation CML 2 baseline 2000 v2.04. Légende de couleur : Vert : le biopolymère à base de blé a un impact plus faible que le polymère issu de la pétrochimie lors de la production ou de la fin de vie; Gris : le biopolymère a un impact plus élevé que le polymère issu de la pétrochimie lors de la production ou lors de la fin de vie; Jaune : des impacts similaires peuvent être attribué autant aux biopolymères qu'aux polymères, la comparaison dépend du scénario de fin de vie du biopolymère (tiré de : Guo and Murphy, 2012a, p.988)



#### **A5.15 Analyse du cycle de risque pour la santé humaine : comparaison de la production de cinq produits chimiques organiques de base biosourcés ou issus de la pétrochimie**

Roes et Patel (2007) ont voulu comparer l'impact de la production des produits chimiques de base biosourcés issus de la biotechnologie blanche et des produits similaires issus de la pétrochimie. Les risques évalués lors de cette analyse sont ceux de processus bien établis et non pas ceux qui seraient reliés aux organismes génétiquement modifiés. Ils ont utilisé une approche classique d'évaluation des risques basée sur la toxicologie (développée par la communauté de l'ACV) combinée avec des statistiques sur les désastres écologiques, les accidents et les maladies professionnelles. L'analyse développée porte sur l'ensemble du processus du berceau au tombeau pour cinq produits biosourcés et issus de la pétrochimie : du poly(téréphtalate de triméthylène) (PTT), le polyhydroxyalcanoate (PHA), le polyéthylène téréphtalate (PET), le polyéthylène (PE) et l'éthanol.

Les auteurs affirment que selon leurs résultats, les produits issus de la biotechnologie blanche représenteraient un risque moins élevé que celui associé aux produits issus de la pétrochimie. Malheureusement, les incertitudes reliées aux données utilisées, la méthode retenue présentant des données parfois incomplètes quant aux émissions et finalement, les incertitudes reliées aux hypothèses émises font que cette conclusion demeure dans une plage d'incertitude élevée. D'autres recherches sont nécessaires afin de réduire l'incertitude quant à de possibles conclusions sur les avantages de la biotechnologie blanche quant aux risques conventionnels reliés à la pétrochimie (Roes and Patel, 2007).